IMPACTO DE LA ACTIVIDAD MINERA Y FORESTAL EN EL DESARROLLO SUSTENTABLE DE LA REGIÓN MINERA OCAMPO, CHIHUAHUA

POR:

M. C. KARLA OZUKI CHACÓN CHUMACERO

Disertación presentada como requisito para obtener el grado de

Doctor in Philosophia

Área Mayor: Manejo de Recursos Naturales

Universidad Autónoma de Chihuahua

Facultad de Zootecnia y Ecología

Secretaría de Investigación y Posgrado

Chihuahua, Chih., México **Enero de 2016**

Impacto de la actividad minera y forestal en el desarrollo sustentable de la región minera Ocampo, Chihuahua. Disertación presentada por Karla Ozuki Chacón Chumacero como requisito parcial para obtener el grado de Doctor in Philosophia, ha sido aprobada y aceptada por:

M. A. Luis Raúl Escárcega Preciado
Director de la Facultad de Zootecnia y Ecología

M. C. Antonio Humberto Chávez Silva
Secretario de Investigación y Posgrado

D. Ph. Pablo Fidel Mancillas Flores
Coordinador Académico

D. Ph. Carmelo Pinedo Álvarez
Presidente

ENERO 29 - 2016

Fecha

Comité:

D. Ph. Carmelo Pinedo Álvarez
Dr. Martin Martínez Salvador
Dra. Marusia Rentería Villalobos
Dr. Eduardo Santellano Estrada
Dra. Leonor Cortés Palacios

© Derechos Reservados

Karla Ozuki Chacón Chumacero
PERIFÉRICO FRANCISCO R. ALMADA KM. 1, CHIHUAHUA, CHIH., MÉXICO C.P. 31453

ENERO 2016

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo económico brindado.

A la Universidad Autónoma de Chihuahua en lo particular a la Secretaria de Investigación y Posgrado de la Facultad de Zootecnia y Ecología, por brindarme la oportunidad y el espacio para la realización de mis estudios doctorales.

A los maestros que fueron parte fundamental en mi formación; especialmente a los que integraron el comité para asesorar e involucrarse en el desarrollo de este trabajo.

Al D. Ph. Carmelo Pinedo Álvarez por el apoyo y confianza que me brindó, así como el interés y motivación.

Al Dr. Eduardo Santellano Estrada y Dr. Martin Martínez Salvador por su apoyo en el desarrollo de la investigación.

A la Dra. Marusia Rentería Villalobos por el apoyo a través del proyecto 16669, “Factores de fraccionamiento, distribución, especiación y movilidad de los isótopos de las series del uranio en agua superficial durante su transporte e interacción con los sedimentos.”

A la Dra. Sandra Rodríguez Piñeros por el apoyo a través del proyecto “Contribución del bosque en la seguridad alimentaria: percepciones de las comunidades rurales en la Sierra Tarahumara”

Al proyecto Tarahumara Sustentable por el apoyo económico para la colecta de datos en campo.

Al Ing. Rafael Escobedo Bautista por su colaboración en la toma y procesamiento de muestras. Al M. C. Víctor Manuel Aguilar Soto por su valiosa colaboración en el trabajo de campo realizado.

DEDICATORIA

A mi familia por alentarme desde el comienzo de mi formación educativa.

A mi hermana, por apoyarme en cada uno de las decisiones que he tomado.

A César por motivarme y apoyarme a alcanzar cada una de las metas propuestas.

A mis amigos que me apoyaron y acompañaron en todo momento de mi investigación.

CURRICULUM VITAE

La autora nació el 29 de Noviembre de 1982 en la Ciudad de Cuauhtémoc, Chihuahua, México

2000-2004	Estudios de Licenciatura en la Facultad de Zootecnia y Ecología
2005-2007	Estudios de Maestría en Ciencias en la Facultad de Zootecnia y Ecología
Abril, 2015	Participación 4th IWA Mexico Young Water Profesional Conference 2015

RESUMEN GENERAL

IMPACTO DE LA ACTIVIDAD MINERA Y FORESTAL EN EL DESARROLLO SUSTENTABLE DE LA REGIÓN MINERA OCAMPO, CHIHUAHUA

POR:

M. C. KARLA OZUKI CHACÓN CHUMACERO

Doctor in Philosophia en Producción Animal

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: D. Ph. Carmelo Pinedo Álvarez

La explotación minera genera cambios en la dinámica socioeconómica y ambiental que envuelve a las comunidades del entorno local en que esta actividad se desarrolla. El conocimiento de la fragmentación forestal, calidad del agua e indicadores socioeconómicos y ambientales locales proporcionan información sobre el nivel de sustentabilidad del sistema bajo manejo. El objetivo general de este trabajo fue evaluar el impacto de las actividades mineras y forestales en los componentes económico, social y ambiental de las comunidades. Los objetivos específicos fueron: a) Cuantificar los cambios espaciales y temporales de los patrones del paisaje forestal, b) Evaluar las concentraciones de elementos traza en agua de río y manantiales y, c) Evaluar el impacto de la actividad minera sobre los componentes ambiental, social y económico. El estudio se desarrolló en los municipios de Ocampo, Moris y Temósachi. El análisis de fragmentación se realizó en dos escalas de paisaje; municipal y a nivel de localidad. El estudio de calidad de agua se realizó en los

ríos Balloreca, Concheño y Apituchi con muestreos a lo largo del flujo y en siete manantiales. El componente socioeconómico ambiental se realizó en 12 localidades de los tres municipios. Se generaron los índices de sustentabilidad social (ISS), índice de sustentabilidad económica (ISE) e índice de sustentabilidad ambiental (ISA). De estos tres índices se derivó el índice de sustentabilidad local (ISL). El Bosque de encino presentó el mayor número de parches (537). En el año 2014, Ocampo evidenció la presencia de nuevos parches de actividades mineras (37). En general, se presentó un incremento gradual en la fragmentación. Las concentraciones altas de elementos traza se presentaron en áreas perturbadas por la actividad minera. Un mayor ingreso económico minero, se asoció a mayores valores de ISE e ISS, sin encontrar evidencia de asociación con el ISA.

ABSTRACT

IMPACT OF MINING AND FORESTRY ACTIVITIES ON SUSTAINABLE DEVELOPMENT IN THE OCAMPO, CHIHUAHUA MINING REGION

BY:

KARLA OZUKI CHACON CHUMACERO

Mining industry has significantly affected not only the human life in the local communities, but also the natural environment of the region. Knowledge of forest fragmentation, water quality, and economic, social, and environmental indicators may provide information concerning to the level of sustainability of the system under management. The aim of this study was to assess the effect of mining and forestry activities over the economy, environment, and society of the Ocampo´s region. The specific objectives of this project were: a) to evaluate the level of fragmentation of the tempered forest, b) analyzing the concentration of metals in the streams of the region, and c) to evaluate the impacts of mining in the economy, environment, and society of Ocampo's region. The study was conducted in the municipalities of Ocampo, Moris and Temosachi. The fragmentation analysis was completed considering two different landscape scales; municipality level and community level. A water quality analysis was performed at Balloreca, Concheño and Apituchi rivers including not only the flows, but also seven springs. The socio-economic impact assessment was carried out on twelve communities on the municipalities of Ocampo, Moris, and Temosachi. As a result, three different indexes were created (social sustainability index, economic sustainability index, and the environmental sustainability index), SSI, ESI and ASI respectively. Finally, the local sustainability index (LSI) was developed, which includes the

results of the SSI, ESI, and ASI indexes. The oak forest showed the higher number of patches (537). In 2014, Ocampo showed the presence of new patches of mining activities (37). A gradual increase occurs in fragmentation. The highest concentrations of metals are located over an area highly affected by the mining activity. The economic input is positive related with the SSI and ESI; however, it is not positively related to ASI.

CONTENIDO

Página

RESUMEN GENERAL……..... vii

ABSTRACT…… ix

LISTA DE CUADROS……... xv

LISTA DE GRÁFICAS……... xvi

LISTA DE FIGURAS…… xvii

INTRODUCCIÓN GENERAL……... 1

REVISIÓN DE LITERATURA…….. 4

Estructura del Paisaje Forestal…… 4

La Industria Minera y su Impacto…… 4

Métricas de Fragmentación…….. 6

Calidad del Agua en Áreas Forestales……... 8

Desarrollo Sustentable y su Evaluación…… 9

Indicadores de Sustentabilidad…… 10

LITERATURA CITADA…… 13

ESTUDIO I. FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE FORESTAL EN LA REGIÓN MINERA DE OCAMPO, CHIHUAHUA 18

RESUMEN…….. 19

ABSTRACT…… 21

INTRODUCCIÓN…… 22

MATERIALES Y MÉTODOS 25

Área de Estudio 25

Fuentes de Datos…… 25

Métodos de Análisis de las Imágenes de Satélite…… 25

Usos del Suelo…….. 27

Métricas del Paisaje.....27

RESULTADOS Y DISCUSIÓN…… 29

NumP…… 29

MPS…… 34

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES…… 38

LITERATURA CITADA…… 39

ESTUDIO II. EVALUACIÓN DE ELEMENTOS TRAZA EN AGUA SUPERFICIAL Y DE MANANTIAL DEL ÁREA MINERA DE OCAMPO, CHIHUAHUA, MÉXICO 41

RESUMEN 42

ABSTRACT…… 44

INTRODUCCIÓN…… 45

MATERIALES Y MÉTODOS 48

Localización del Área de Estudio.....48

Muestreo y Análisis Elemental..... 48

Análisis Estadístico 51

RESULTADOS Y DISCUSIÓN 53

Parámetros Físico-químicos 53

Análisis Elemental 57

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 64

LITERATURA CITADA…….. 65

ESTUDIO III. EVALUACIÓN DE LOS IMPACTOS SOCIOECONÓMICOS Y AMBIENTALES EN LA REGIÓN MINERA OCAMPO, CHIHUAHUA 68

RESUMEN 69

ABSTRACT 71

INTRODUCCIÓN……. 73

MATERIALES Y MÉTODOS…… 75

Ubicación y Delimitación de las Localidades en el Área de Estudio.....75

Tamaño de Muestra de Encuestas……. 75

Selección de Indicadores..... 76

Datos Socioeconómicos….....76

Variables Socioeconómicas.....76

Datos Ambientales.....76

Datos de Imágenes Landsat 76

Índice Diferencial Normalizado de la Vegetación (NDVI)…..... 79

Uso del Suelo…….. 79

Fragmentación……. 79

Índice de Diversidad de Shannon 80

Índice de Diversidad de Simpson 80

Tasa de Erosión.....80

Análisis de los Datos 81

Estadísticos Básicos 81

Desarrollo de Índices 81

Análisis de Correlación…….. 82

Análisis de Regresión 82

Análisis de Componentes Principales (ACP)……..... 82

Análisis de Grupos..... 83

RESULTADOS Y DISCUSIÓN…… 84

Índice de Sustentabilidad de la Dimensión Económica (ISE)..... 87

Índice de Sustentabilidad de la Dimensión Social (ISS)..... 87

Índice de Sustentabilidad de la Dimensión Ambiental (ISA)..... 88

Índice de Sustentabilidad Local (ISL)…….. 90

Evaluación de los Índices de Sustentabilidad……..... 91

Implicaciones..... 99

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 103

LITERATURA CITADA 105

LISTA DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Número de parches por clasificación de cobertura para las escenas 2000 y 2014……..	32
2	Tamaño promedio del parche por clasificación de cobertura para las escenas 2000 y 2014…….	35
3	Coordenadas de localización (WGS84 UTM-12N) de los sitios de muestreo para ríos (R) y manantiales (S)…….	50
4	Resultados de los parámetros medidos in situ de las muestras de los ríos (Balloreca, Concheño y Apituchi), así como los límites permisibles para cada uno de ellos propuestos por las diferentes agencias reguladoras de calidad de agua…….	54
5	Resultados de los parámetros medidos in situ de las muestras de los manantiales, así como los límites permisibles para cada uno de ellos propuestos por las diferentes agencias reguladoras de calidad de agua……..	55
6	Concentración de elementos traza (ppm) en muestras de agua de río…….	58
7	Concentración de elementos traza (ppm) en muestras de agua de manantiales…….	59
8	Indicadores seleccionados en los componentes económico, social y ambiental…….	78
9	Índices de sustentabilidad evaluados en este estudio…….	85
10	Proporción de la varianza total explicada por cada componente principal ……..	93
11	Contribución de los indicadores a los componentes principales (CP) 1 y 2……..	94
12	Localidades ordenadas de acuerdo al Componente principal 1……..	95

LISTA DE GRÁFICAS

Gráfica		Página
1	Número de parches de; a) Temósachi, b) Moris y c) Ocampo……..	33
2	Tamaño promedio del parche de; a) Temósachi, b) Moris y c) Ocampo……	36
3	Valores del estimador B_1 para los índices de sustentabilidad.	86
4	Distribución de localidades por componente principal 1 y 2…	96
5	Agrupación jerárquica de las localidades estudiadas …….	98
6	Índice de sustentabilidad económica, social, ambiental y local……..	101

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Localización del área de estudio bajo los municipios de Ocampo, Moris y Temósachi……..	26
2	Clasificación de coberturas, escena 2000…….	30
3	Clasificación de coberturas, escena 2014…….	31
4	Localización de los sitios de muestreo en el área de estudio.	50
5	Ubicación geográfica de las 12 localidades en el área de estudio……..	77

INTRODUCCIÓN GENERAL

A lo largo de las últimas décadas, los bosques templados de México se han transformado en forma gradual, lo que resulta en diversos paisajes. Los albores del siglo XXI han traído una rápida transformación socioeconómica. En particular, la transformación de la cobertura del suelo forestal en el estado de Chihuahua ha sido impulsada, en gran parte, por las demandas diversas de productos y alimentos de la población, ampliación de la infraestructura para dar cabida a las actividades de los diferentes sectores de producción, actividades e impactos antrópicos y cambio climático. Las consecuencias más importantes de estos cambios involucran las alteraciones en los ciclos biogeoquímicos (agua y carbono), pérdida de la biodiversidad, servicios ambientales asociados e impactos en el cambio climático regional y global.

Las causas de la degradación de los recursos naturales son diversas y reflejan interacciones complejas entre factores. Distintas regiones pueden tener diferentes conductores de degradación, incluyendo los biofísicos, socioeconómicos y políticos. Los riesgos naturales, los asuntos económicos y sociales como el cambio demográfico, la marginación, la pobreza, los problemas de tenencia de la tierra, la inestabilidad política y su mala administración, problemas de salud y el uso inapropiado de la tierra se encuentran entre algunos de los factores citados en la literatura (Garvin *et al*., 2009).

La explotación minera causa impactos significativos en las comunidades locales y en su ambiente (Bridge, 2004; Hilson, 2002). Esta industria debería tener una función crucial en el aprovechamiento responsable de los recursos naturales. Lo anterior debido a que ejercen un impacto en los componentes

social, ambiental y económico en las poblaciones locales y circundantes (Tonts *et al*., 2012).

Las actividades mineras están a menudo asociadas con los impactos ambientales, incluyendo la contaminación por metales que se encuentran presente en los sedimentos y los sistemas acuáticos (Hun-Bok *et al*., 2005). Un segundo impacto está relacionado con los crecientes cambios de uso del suelo que afectan la estructura y conectividad del paisaje forestal y la creciente demanda de productos y servicios de los asentamientos humanos. Además, la pérdida de salud de los bosques como una referencia de la condición forestal, también es acompañada de crecientes niveles de fragmentación debido a malas prácticas de manejo forestal, plagas, enfermedades e incendios forestales.

En los últimos 15 años, la explotación de oro en la región minera de Ocampo representa una actividad importante en el estado de Chihuahua. Aunque se percibe un crecimiento demográfico y un impacto económico en la región, se cree que estas actividades provocan impactos subsecuentes al ambiente como la destrucción de la vegetación, contaminación de flujos y mantos freáticos provocados por lixiviados y metales pesados que pueden dañar la salud; sin embargo, no se tiene una evaluación, sistemática y especifica del impacto de la actividad minera sobre las condiciones socioeconómicas y ambientales en la región. El uso de indicadores de impacto facilita la conducción de procesos de monitoreo para generar información que permita orientar el rumbo del sistema bajo manejo, y además la posibilidad de su aplicación y comparación en diferentes regiones y escalas productivas.

El objetivo general de la presente investigación es evaluar el impacto de las actividades mineras y forestales en los componentes económicos, sociales y ambientales en la región minera Ocampo. Para su cumplimiento, la investigación se dividió en tres estudios; (1) Fragmentación del paisaje en comunidades de bosque templado en la Sierra Tarahumara; (2) Evaluación de elementos traza en agua superficial y de manantial del área minera de Ocampo y, (3) Evaluación de los impactos socioeconómicos y ambientales en la región minera Ocampo, Chihuahua, México. Cada estudio se liga respectivamente a los siguientes objetivos específicos:

a) Evaluar el nivel de fragmentación en comunidades de bosque templado de la Sierra Tarahumara,

b) Analizar las concentraciones de elementos traza en muestras de agua de río y manantiales, las cuales son las principales fuentes de abastecimiento para uso y consumo humano,

c) Evaluar el impacto de la actividad minera sobre los componentes ambiental, social y económico en la región minera Ocampo.

REVISIÓN DE LITERATURA

Estructura del Paisaje Forestal

Los bosques de coníferas y selvas en el estado de Chihuahua cubren alrededor de 6,842,179 ha de bosques templado y 527,058 ha de selvas lo cual corresponde al 30.8 % de la superficie estatal (Lujan *et al*., 2012). El gradiente altitudinal influye en la distribución de la estructura y formas de la vegetación. Los bosques de pino y las asociaciones de encino-pino predominan en las altitudes como las presentadas en el municipio de Temósachi. En este, la superficie arbolada de bosque de coníferas es del 94 % sin presentar vegetación de selva baja. En el municipio de Ocampo, los bosques de coníferas comprenden 85 % de su superficie, el 10 % selvas bajas y el resto comprende las áreas de pastizal y agricultura (INEGI, 2013). Estas proporciones cambian a bosques de transición y selvas bajas conforme el gradiente altitudinal disminuye hacia el municipio de Moris. En este último, las selvas cubren el 44 % de la estructura del arbolado y el resto (55 %) lo cubre el bosque templado.

Históricamente el aprovechamiento forestal constituyó la principal actividad económica en la región, ligada estrechamente a los recursos humanos y naturales disponibles, así como a su manejo, principalmente porque este tipo de producción primaria constituyó la base del desarrollo económico (Chacón, 2007). Recientemente, la explotación de yacimientos mineros creció en forma importante en los últimos 10 años con impactos económicos y demográficos en la región.

La Industria Minera y su Impacto

La minería es la actividad industrial más antigua de México, ligada a los

intereses coloniales que privilegió la extracción manual intensiva y extensiva de metales preciosos enviados a Europa (CAMIMEX, 2010). Durante varios siglos, la Nueva España y el México independiente de la primera mitad del Siglo XIX fueron importantes productores de oro y plata. Durante el gobierno de Porfirio Díaz, la minería se constituye como una importante industria en la rama extractiva, orientada fundamentalmente a la exportación, además de producir metales preciosos se da importancia creciente a la inversión extranjera con la explotación de otros metales; zinc, plomo, hierro, carbón mineral, cobre, estaño y manganeso (Pantoja, 2010).

Hoy en día la industria minera en México juega un rol importante en el aspecto económico. En el caso de Chihuahua, tan solo la producción de oro y plata alcanzó las 1,980 y 98,068 ton en el 2014 respectivamente. Estos representaron el 17.51 y 17 % de la participación nacional (INEGI, 2015). En sus impactos sociales y ambientales, las actividades mineras están ampliamente documentadas en numerosas regiones del mundo (Sánchez-España *et al*., 2005; Mudd, 2010). Los impactos sociales relacionados con el aporte económico son complejos dependiendo de las localidades. Aunque la minería crea empleo y oportunidades con impactos positivos en las economías locales, Lawson y Bentil (2014) encontraron que en general, el desarrollo económico no reflejaba un bienestar económico en las poblaciones. Otro estudio realizado en Ghana, describe la percepción ambiental de los problemas de degradación de los recursos y disminución en la calidad del agua y aire por parte de los pobladores, no obstante el beneficio económico que aporta la actividad minera (Garvin *et al*., 2009).

La industria minera en México ha generado por décadas una gran cantidad de desechos y sitios contaminados a lo largo de todo el país. Esto ha provocado impactos al ambiente como destrucción de la vegetación, contaminación por ruido, emisión de polvos, aguas residuales, contaminación de mantos freáticos provocados por lixiviados (Gómez-Álvarez *et al*., 2011).

Métricas de Fragmentación

La fragmentación del paisaje, producto de la actividad humana implica la sustitución de cubiertas terrestres naturales por paisajes de tipo antropogénico, dando como resultado parches aislados y desconectados (Bogaert *et al.*, 2005). La fragmentación del paisaje y su conectividad son factores importantes en la conservación de la biodiversidad debido a que afectan directamente a la distribución de la población y pueden conducir a la extinción de especies (Hanski, 2005). La fragmentación implica una pérdida de hábitat, tamaño de parches reducidos, un incremento en la distancia entre parches y cambios en el ambiente físico (Muukkonen, 2009).

Como base para la determinación de las métricas del paisaje se hace uso de la tecnología de los sensores remotos, que generan imágenes satelitales, lo cual ha sido considerado como un método de bajo costo y con una cobertura que permite evaluar las grandes extensiones de terrenos o zonas remotas e inaccesibles (Poso *et al*., 1984; Wulder 1998). Aunado a lo anterior, la aplicación de técnicas basadas en sensores remotos proporciona una base fuerte en el empleo de metodologías que permiten monitorear los patrones que intervienen en los procesos de fragmentación, mismos que están fuertemente ligados a la dinámica espacial y temporal de actividades antrópicas (Wynne, 2000).

Recientemente se han realizado estudios enfocados a la aplicación de métricas del paisaje con la finalidad de cuantificar la heterogeneidad a nivel ecosistema (Hoechstetter *et al*., 2008; McGarigal *et al*., 2009). Patch Analyst genera seis categorías de estadísticas: (1) Area Metrics mide el área de la clase o área del paisaje; (2) PatchDensity and Size Metrics muestra la configuración y fragmentación del paisaje; (3) Edge Metric representa los atributos acerca longitud, y distribución de bordes entre tipos de parches específicos; (4) Shape Metric mide la complejidad geométrica; (5) Diversity and Interspersion Metric analiza el aislamiento de los parches; and (6) Core Area Metric evalúa el cinturón exterior del parche. Son algunos índices aplicables a nivel del paisaje, mientras otros son solo aplicados a la forma de temas de forma o temas basados en estructura *grid*. Ambas configuraciones espaciales y no espaciales son comúnmente usadas para evaluar la heterogeneidad en un paisaje (Giles y Trani, 1999; Geneletti, 2004). Las características no espaciales incluyen el número de parches, tamaño de parches y la abundancia relativa de los tipos de parches en donde la composición espacial incluye la forma del parche, características de contraste y límites.

Chapa *et al.* (2007*)* determinaron el grado y patrón de fragmentación en rodales forestales de la Sierra Fría en Aguascalientes, México; encontraron que todos los tipos de vegetación sufrieron un proceso de fragmentación, en general el número de rodales sufrió modificaciones con una ligera tendencia al aumento. En otro estudio, Antonio-Némiga *et al*. (2008) evaluaron cuáles comunidades vegetales de la subcuenca del Río Pilón habían sido más afectadas por el proceso de fragmentación forestal durante el período 1974-2000 y determinaron

que los resultados mostraron cambios estadísticamente significativos en el tamaño y forma de los fragmentos de todas las comunidades evaluadas, así como en su conectividad.

En términos de deforestación y degradación de terrenos boscosos en el estado de Chihuahua los municipios de Bocoyna, Ocampo y Chínipas presentaron elevadas tasas anuales con cifras que superaron el 1 % seguidos de los municipios de Moris, Guachochi y Temósachi. Los modelos de regresión para explicar la degradación de los bosques revelaron que la frecuencia de incendios, los cambios de uso de suelo y la presencia de yacimientos mineros fueron las variables que mejor explicaron los procesos de degradación (Eyé Kawi, 2014).

Calidad del Agua en Áreas Forestales

El crecimiento económico de cualquier país y región, generalmente implica problemas relacionados con la calidad del agua (Srinivasa y Govil, 2008); también tiene efectos significativos en la estructura del paisaje forestal (Young, 1997). Además de la grave contaminación ambiental (Hilson, 2002), las implicaciones más evidentes de la explotación de los recursos naturales se relacionan con los cambios de usos del suelo, fragmentación de hábitats, erosión y contaminación por metales pesados (Bridge, 2004; Kumah, 2006).

La relación entre los problemas de contaminación y de salud está bien documentada y razonablemente bien conocido por el público en general (Barzilay *et al*., 1999). La explotación de minerales está asociada con una importante modificación de la superficie, lo cual afecta la cuenca y el régimen hidrológico en cantidad y calidad (Bud *et al*., 2007). En áreas forestales donde la actividad minera es importante, el caso particular de la región minera de Ocampo, se

carece de información puntual de los problemas ambientales relacionados con los depósitos y concentraciones de metales pesados en los flujos de agua y manantiales.

Desarrollo Sustentable y su Evaluación

El acuerdo Bruntland (WCED, 1987) conceptualiza el desarrollo sustentable como el desarrollo que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades. En relación al desarrollo sustentable, el organismo de Recursos Naturales de Canadá lo define como la integración de consideraciones ambientales, económicas y sociales para asegurar el mantenimiento de la calidad de vida y continuación de la creación de empleo, sin comprometer la integridad del ambiente natural o la habilidad de generaciones futuras para cubrir sus propias necesidades.

En esencia, el crecimiento económico sustentable puede definirse como una situación en donde el bienestar *per cápita* de la sociedad se mantiene constante o al menos no disminuye en el tiempo (Pearce y Turner, 1990). Así, de acuerdo con Hicks (1939) puede inferirse que el ingreso nacional sustentable será aquél que se corresponda con el mantenimiento o incremento del capital total, incluido el capital natural.

La relación del desarrollo sustentable con los intereses ambientales forma parte de los 40 capítulos de la Agenda 21 del Earth Summit en 1992. Son los primeros intentos de reconciliar y relacionar estos dos paradigmas contrastantes: el rápido crecimiento económico y una eficiente protección ambiental de los recursos naturales que forzosamente están expuestos a los límites del

crecimiento (Hák *et al*., 2016). El propósito del desarrollo sustentable es relacionarlo con indicadores cuantitativos que jugarán un rol importante en la creación de un mundo más sustentable; en esta forma muchos indicadores simples, agregados y compuestos han sido introducidos (Stiglitz *et al*., 2010). La idea de los objetivos globales de indicadores de sustentabilidad fue propuesta por los gobiernos de Colombia y Guatemala y oficialmente introducidos en la conferencia de Rio + 20 (Sachs, 2012).

Los objetivos del desarrollo sustentable en su forma reciente son un conjunto universal de propósitos, criterios e indicadores que los estados miembros de las naciones unidas usarán como marco para sus agendas y políticas en los próximos 15 años (Hák *et al*., 2016).

Las metodologías de evaluación emergieron como una de las herramientas más útiles para hacer operativo el concepto de sustentabilidad, pues han permitido clarificar y reforzar los aspectos teóricos de la discusión sobre el tema, así como formular recomendaciones técnicas y de política para el diseño de sistemas más sustentables de manejo de recursos naturales (Astier *et al.*, 2008). Los marcos de evaluación constituyen un avance importante en los esfuerzos para hacer operativo el concepto de sustentabilidad y representan un vínculo entre el desarrollo teórico del concepto y su aplicación práctica (Wiren-Lehr, 2001).

Indicadores de Sustentabilidad

Los indicadores son variables o arreglos de variables que deben proporcionar información sobre la condición y/o tendencia de un atributo considerado como relevante en el sistema. Deben también dar información para

el proceso de toma de decisiones. Los indicadores son herramientas de evaluación práctica de decisiones políticas con definiciones operacionales (Morse *et al.*, 2004). Proveen información rápida y fácil sobre la condición o estado de un objeto de interés por lo que es ampliamente utilizado en políticas públicas (Beroya-Eitner, 2016).

Las tres funciones básicas de los indicadores son: simplificación, cuantificación y comunicación; representan la realidad en las que se reduzca el número de componentes y miden cuantitativamente el fenómeno a representar (OCDE, 1997). La construcción de índices o indicadores de sostenibilidad persigue la medición del grado de avance hacia el objetivo del desarrollo sostenible en términos genéricos (Castro, 2004).

Los indicadores de desarrollo sostenible pueden interpretarse como un sistema de señales que facilitan evaluar el progreso de los países y regiones hacia el desarrollo sostenible (Quiroga, 2001). Los indicadores para monitoreo ambiental no son nuevos, pero en los últimos años están siendo utilizados para planear e implementar políticas públicas y ambientales. En forma creciente se están utilizando indicadores compuestos (a menudo llamados índices) y están conformados por la combinación de dos o más indicadores individuales: entonces son utilizados para entender la dinámica de un sistema con un valor numérico simple (Hsu *et al*., 2013). Aunque los indicadores compuestos son frecuentemente utilizados, esto son escasos en su aplicación en servicios ecosistémicos (Müller y Burkhard, 2012). Es necesario extender la aplicación de indicadores compuestos a un nivel más robusto (nivel 2) para lo cual deberán

utilizarse un mayor conjunto de indicadores pero que puedan interpolarse a otras áreas con características ecológicas similares (Alam *et al.,* 2016

.

LITERATURA CITADA

Alam, M., J. Dupras y C. Messier. 2016. A framework towards a composite indicator for Urban ecosystem services. Ecol Indic. 60:38-44.

Antonio-Némiga, X., E. J. Treviño-Garza y E. Jurado-Ybarra. 2008. Fragmentación forestal en la subcuenca del río Pilón: diagnóstico y prioridades. Madera y Bosques. 14: 5-23.

Astier, M., O. R. Masera y Y. Galván-Miyoshi. 2008. Evaluación de sustentabilidad: un enfoque dinámico y multidimensional. SEAE/CIGA/ECOSUR/CIEco/UNAM/GIRA/Mundiprensa/Fundación Instituto de Agricultura Ecológica y Sustentable. España.

Barzilay, J. I., W. G. Weinberg y J. W. Eley. 1999. The water we drink: Water quality and its effects on health. Rutgers University Press. USA.

Beroya-Eitner, M. A. 2016. Ecological vulnerability indicators. Ecol Indic. 60:329-334.

Bogaert, J., A. Farina y R. Ceulemans. 2005. Entropy increase of fragmented habitats: A sign of human impact? Ecol Indic 5:207–212.

Castro, B. J. 2004. Indicadores de desarrollo sostenible urbano. Una aplicación para Andalucía. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales. Departamento de Economía Aplicada. Estadística y Econometría. Universidad de Málaga. Málaga, España.

Bridge, G. 2004. Contested Terrain: Mining and the environment. Annu Rev Environ Resour. 29:205-259.

Bud, I., S. Duma, I, Denuţ e I Taşcu. 2007. Water pollution due to mining activity. Causes and consequences. BHM Berg-Und Hüttenmännische Monatsheft. 152:326-328.

CAMIMEX. 2010. Cámara Minera de México. México minero bicentenario. En https://www.camimex.org.mx/fi les/5314/3917/9156/sup_2010-10.pdf. Consultado 25 Abril 2015.

Chacón, S. L., V. Escárcega, J. S. Chacón y C. A. Pinedo. 2007. Uso y aplicación de información geoespacial en la evaluación de servicios ambientales: Caso de biodiversidad en Áreas Naturales Protegidas. VII Congreso Mexicano de Recursos Forestales. Memoria de resúmenes. Morelia, Michoacán.

Chapa B., J. Sosa y A. Alba. 2008. Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. Madera y Bosques 14:37-51.

Daly, H. 2008. Desarrollo Sustentable. Definiciones, principios y políticas. Aportes, serie editada por el Instituto Nacional de Tecnología Industri al. Argentina.

Garvin, T., T. K. McGee, K. E. Smoyer-Tomic y E. A. Aubynn. 2009. Community–company relations in gold mining in Ghana. J Environ. Manage. 90:571-586.

Giles, R. H. Jr., y M. K. Trani. 1999. Key elements of landscape pattern measures. Environ Manage. 23:477–481.

Geneletti, D. 2004. A GIS-based decision support system to identify nature conservation priorities in an alpine valley. Land Use Policy. 21: 149-160.

Gómez-Álvarez, A., J. L. Valenzuela-García, D. Meza-Figueroa, M de la O-Villanueva, J. Ramírez-Hernández, J. Almendariz-Tapia y E. Pérez-Segura 2011. Impact of mining activities on sediments in a semi-arid environment: San Pedro River, Sonora, Mexico. Appl. Geochem. 26:2101-2112.

Grupo Integral de Servicios Ecositémicos Eyé Kawi A.C. 2014. Diagnóstico sobre determinación y degradación forestal en zonas prioritarias en el estado de Chihuahua. Alianza México para la reducción de Emisiones por deforestación y degradación. Informe Técnico. The nature Conservancy, Rainforest Alliance, Woods Hole Research Center, Espacios Naturales y Desarrollo Sustentable. Chihuahua, México.

Hák, T., S. Janoušková y B. Moldan. 2016. Sustainable Development Goals: A need for relevant indicators. Ecol Indic. 60:565-573.

Hanski, I. 2005. The shrinking world: Ecological consequences of habitat loss. Oldenfort: Editorial International Ecology Institute. Germany.

Hicks, J. R. 1939. Value and Capital; An Inquiry into Some Fundamental Principles of Economic Theory. Oxford University Press. UK.

Hilson, G. 2002. The environmental impact of small-scale gold mining in Ghana: identifying problems and possible solutions. Geogr J.168:57-72.

Hoechstetter, S., U. Walz, L. H. Dang, y N. X. Thinh. 2008. Effects of topography and surface roughness in analyses of landscape structure—a proposal to modify the existing set of landscape metrics. Landscape *Online*. 3:1-14.

Hsu, A., A. Lloyd y J. W. Emerson. 2013. What progress have we made since Rio? Results from the 2012 environmental performance index (EPI) and pilot trend EPI. Environ Sci Policy. 33:171-185.

Hun-Bok, J., Y. Seong-Tack, M. Bernhard, K. Soon-Oh, P. Seong-Sook y L. Pyeong-Koo. 2005. Transport and sediment-water partitioning of trace metals in acid mine drainage: an example from the abandoned Kwangyang Au–Ag mine area, South Korea. Environ Geol. 48:437–449.

INEGI. 2013. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Uso de suelo y vegetación. En: http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/usosuelo /. Consultado 20 Septiembre 2014

INEGI. 2015. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Estadística de la industria minerometalúrgica. En: http://www.inegi.org.mx/inegi/contenidos/notasinformativas/ind_miner/NI-IM.pdf. Consultado 25 Agosto 2015.

Kumah, A. 2006. Sustainability and gold mining in the developing world. J Clean Prod. 14:315-323.

Lawson, E. T., y G. Bentil. 2014. Shifting sands: changes in communi ty perceptions of mining in Ghana. Environment, Development and Sustainability.16: 217-238.

Luján, C. A., J. O. G. Olivas y S. A. Vázquez. 2012. Programa de Desarrollo Forestal Sustentable del Estado de Chihuahua. Dirección de Desarrollo Forestal. Secretaría de Desarrollo Rural del Gobierno del Estado. Chihuahua, México.

McGarigal, K., S. Tagil y S. A. Cushman. 2009. Surface metrics: an alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. Lands Ecol. 24:433-450.

Morse, S., N. McNamara y M. Acholo. 2004. Soils, souls and agricultural sustainability: the need for connection. International Journal of Sustainable Development. 7: 410-432.

Mudd, G. M. 2010. The environmental sustainability of mining in Australia: Key mega-trends and looming constraints. Resources Policy. 35:98-115.

Müller, F. y B. Burkhard. 2012. The indicator side of ecosystem services. Ecosystem Services. 1:26-30.

Muukkonen, P., T. Takala y T. Virtanen. 2009. Differences in the forest landscape structure along the Finnish–Russian border in southern Karelia. Scand J For Res. 24:140-148.

OCDE. 1997. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico. Better understanding our cities. The role of urban indicators. OCDE Paris.

Pantoja, E. J. C. 2010. Análisis de imágenes de satélite landsat para la identificación de jales mineros y la relación de las reflectancias con la concentración de metales pesados. Tesis de Maestría. Centro interdisciplinario de investigación para el desarrollo integral regional. Instituto Politécnico Nacional. Victoria de Durango, México.

Pearce, D. W. y R. K. Turner. 1990. Economics of natural resources and the environment. JHU Press.

Poso, S., T. Häme y R. Paananen. 1984. A method for estimating the stand characteristics of a forest compartment using satellite imagery. Helda. University of Helsinki. Finland.

Quiroga, M. R. 2001. Indicadores de sostenibilidad ambiental y de desarrollo sostenible: estado del arte y perspectivas. Cepal. En http://repositorio.cepal.org/handle/11362/5570. Consultado 12 Enero 2015.

Sachs, J. D. 2012. From millennium development goals to sustainable development goals. The Lancet. 379:2206-2211.

Sánchez-España, J., E. López-Pamo, E. Santofimia, O. Aduvire, J. Reyes y D. Barettino. 2005. Acid mine drainage in the iberian pyrite belt (odiel river watershed, Huelva, SW Spain): Geochemistry, mineralogy and environmental implications. Appl Geochem. 207:1320-1356.

Srinivasa, G. S. y P. K. Govil. 2008. Distribution of heavy metals in surface water of ranipet industrial area in Tamil Nadu, India. Enviro Monit Assess. 136:197-207.

Stiglitz, J. E., A. Sen y J. P. Fitoussi. 2010. Report by the commission on the measurement of economic performance and social progress. Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress. Paris.

Tonts, M., P. Plummer y M. Lawrie. 2012. Socio-economic wellbeing in Australian mining towns: A comparative analysis. J Rural Stud. 28:288-301.

WCED, U. 1987. Our common future. World Commission on Environment and Development Oxford University Press. UK.

Wirén-Lehr, S. 2001. Sustainability in agriculture—an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice. Agric Ecosyst Environ. 84:115-129.

Wulder, M. 1998. Optical remote-sensing techniques for the assessment of forest inventory and biophysical parameters. Prog Phys Geogr. 22:449-476.

Wynne, R. H., R. G. Oderwald, G. A. Reams y J. A. Scrivani. 2000. Optical remote sensing for forest area estimation. J. For. 98: 31-36.

Young, P. L. 1997. The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making. Sci. Total Environ.. 194:457-466.

ESTUDIO I. FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE FORESTAL EN LA REGIÓN MINERA DE OCAMPO, CHIHUAHUA

RESUMEN

FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE FORESTAL EN LA REGIÓN MINERA DE OCAMPO, CHIHUAHUA

POR:

M. C. KARLA OZUKI CHACÓN CHUMACERO

Doctor in Philosophia en Producción Animal

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: D. Ph. Carmelo Pinedo Álvarez

La fragmentación del paisaje forestal es un componente relacionado con la pérdida de hábitat, el cambio de uso del suelo y los procesos de degradación. Su conocimiento es importante para conocer las secuencias e impactos en la sustentabilidad de la región minera Ocampo. El objetivo de este estudio fue cuantificar los cambios espaciales y temporales de los patrones del paisaje forestal. El área de estudio comprendió los municipios de Ocampo, Moris y Temósachi. Los patrones de cambio de las métricas del paisaje se analizaron con cuatro escenas de los sensores TM5 para el año 2000 y OLI8 para el 2014. Se empleó el método de clasificación supervisada en ambas fechas para generar 10 clases de uso del suelo y vegetación: Mina; Áreas degradadas; Bosque de encino; Bosque de pino; Bosque de encino-pino; Bosque de pino-encino; Arbustos; Cuerpos de agua; Bosque caducifolio y Tierras de cultivo. La medición de estas clases se realizó con tres métricas: área de la clase, número de parches y tamaño medio del parche. Para esto se utilizaron los programas FRAGSTAT®

y Patch Analyst 4.0 de ArcGis® 10.0. El número de parches se incrementó en mayor grado en la clase de Bosque de encino en los tres municipios. El tamaño medio del parche se incrementó para las clases Minas y Áreas degradadas, esto en los municipios de Ocampo y Moris. El área de clase que presentó mayor incremento relativo fue la de Mina en el municipio de Ocampo. Los índices de las métricas del paisaje pueden ser utilizados por los planificadores y profesionales para desarrollar indicadores simples y compuestos orientados a entender las funciones del paisaje y medir su sustentabilidad.

ABSTRACT

FRAGMENTATION OF FOREST LANDSCAPE IN THE OCAMPO, CHIHUAHUA MINING REGION

BY:

KARLA OZUKI CHACON CHUMACERO

The fragmentation of the forest landscape is a component related to habitat loss, land-use change, and degradation processes. Its knowledge is important to know the sequences and sustainability impacts of the Ocampo's mining region. The aim of this study is to quantify the spatial and temporal changes of forest landscape patterns. The study area included the municipalities of Ocampo, Moris and Temósachi. Changing patterns of landscape metrics they were analyzed with four scenes from the TM5 sensors OLI8 2000 and 2014. The method of supervised classification on both dates was used to generate 10 kinds of land use and vegetation: Mining; Degraded areas; Oak forest; Pine Forest; Oak-pine forest; Pine-oak forest; Shrubs; Bodies of Wate; Deciduous forest; Crop lands. The measurement of these classes are held three metrics: class area, number of patches and average patch size. For this, FRAGSTAT® and Patch Analyst 4.0 for ArcGIS® 10.0 software was used. The coverage increased the number of patches was to BQ in the three municipalities. The average patches size increased coverage of mining and degraded areas in Ocampo and Moris. Mining was the class that showed the greatest relative increase, in Ocampo. The indices of the landscape metrics can be used by planners and professionals to develop simple and compound oriented understand landscape functions and measure their sustainability indicators.

INTRODUCCIÓN

La fragmentación del paisaje forestal es un componente importante del cambio ambiental global. Su relación con la pérdida de hábitat, el cambio de uso del suelo y los procesos de degradación son temas que han cobrado interés en los últimos años (Haila, 2002). Estos componentes los ubica como indicadores importantes en los procesos de monitoreo para obtener información del rumbo hacia donde se está guiando el sistema bajo manejo (Hens y De Wit, 2003). La fragmentación se relaciona con la desintegración de los patrones geográficos existentes por nuevos elementos o estructuras, de forma que los procesos y funciones del paisaje se ven interrumpidos (Gulinck y Wagendorp, 2002).

Las principales investigaciones conducidas en estudios previos incluyen: cambios de uso de suelo, degradación, flujos ecológicos en mosaicos del paisaje y conservación y sustentabilidad del paisaje (Paudel y Yuan, 2012). Como producto de la actividad humana, implica la sustitución de cubiertas terrestres naturales por paisajes de tipo antropogénico, dando como resultado parches aislados y desconectados (Bogaert *et al.*, 2002). Es notorio la presencia de una serie de parches de vegetación remanente rodeados por una matriz de vegetación distinta y/o uso de la tierra (Antwi *et al*., 2008).

Los efectos primarios de la fragmentación se reflejan en las alteraciones microclimáticas dentro y alrededor del remanente (parche), el otro efecto es el aislamiento de cada área con respecto a otras áreas remanentes dentro del paisaje (Saunders *et al*., 1991). Cuantificar la estructura del paisaje y sus cambios, es importante para tener un claro entendimiento de los índices del paisaje. La fragmentación de un hábitat puede medirse cuantificando cambios en

la estructura espacial del paisaje, lo cual se refiere a la relación espacial entre parches o fragmentos (Turner *et al*., 2001). Su adecuada medición es necesaria para el desarrollo de índices y políticas respecto a la conservación de la biodiversidad (Bogaer *et al.*, 2005).

El desarrollo y aplicación de indicadores ambientales ha sido ampliamente utilizado por investigadores interesados en el estudio de la ecología del paisaje (Lu *et al.*, 2007; Chapa *et al.*, 2008). Estos índices incluyen el área, la densidad y tamaño del parche, la forma, la diversidad y el vecino mas cercano, los cuales proveen información útil acerca de la composición y estructura del paisaje (Paudel y Yuan, 2012). La importancia de estas métricas es que pueden identificar indicadores del paisaje como elementos estrategicos en los sistemas de monitoreo forestal (Olsen *et al*., 2006).

Los patrones espaciales relacionados con la fragmentación forestal pueden analizarse con métodos de sensoría remota integradas en programas de Sistemas de Información Geográfica (SIG; Pauchard *et al*., 2006). Imágenes de los diferentes sensores de Landsat procesadas con técnicas de clasificación multiespectral pueden ser analizadas con los programas FRAGSTATS y Patch Anaysys. Estos programas integrados en un ambiente ARCgís pueden procesar una amplia variedad de metricas del paisaje con la sintesis de patrones de mapas categóricos (Paudel y Yuan, 2012).

La Sierra Tarahumara alberga una de las áreas boscosas más extensas de Norteamérica y cuenta con un singular y amplio sistema de profundos cañones (Azarcoya, 2008). La heterogeneidad del paisaje y procesos naturales han resultado en una rica mezcla de ecosistemas templados y tropicales y especies:

por lo tanto, esta ecorregión se caracteriza por su alta biodiversidad y alto número de especies endémicas (Benítez y Bellot, 2005). Sin embargo, la extracción de madera ha sido intensiva dejando de lado los demás servicios que pueden ser aprovechados (Escárpita, 2002). En su reporte, Eyé Kawi A.C. (2014) menciona que la superficie de bosques se redujo un 9.7 % con respecto a la superficie registrada en 1993. La tasa anual de deforestación fue de 0.5 %. Al emerger la explotación del distrito minero de oro-plata como una actividad económica importante, es necesario estudiar su impacto. El análisis del índice de fragmentación y la simulación de la dinámica de cambios ayudarían a conocer las secuencias de cambios de los patrones espacio-temporales del paisaje forestal. Esto debido a que pocos estudios se han realizado para obtener respuestas que apoyen los planes de manejo de estos recursos naturales y sus patrones espaciales que puedan ser ecológica, social y económicamente benéficos para las localidades.

El objetivo de este estudio fue cuantificar los cambios espaciales y temporales de los patrones del paisaje forestal en lá región minera de Ocampo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El área de estudio comprendió los municipios de Ocampo, Moris y Temósachi. Bajo una superficie de 7,901.72 km^2. Geográficamente se ubica entre las coordenadas 28°57´N, -108°50´W y 27°56´N, -107°49´W, en la parte centro-oeste del estado de Chihuahua (Figura 1). La zona está representada por cordilleras fuertemente diseccionadas que ocupan el 80 % del territorio, el otro 20 % está representado por terrenos ligeramente diseccionados. El rango de elevaciones es de 458 a 2911 msnm.

Fuentes de Datos

Los patrones espacio temporales del paisaje forestal se obtuvieron de cuatro escenas de los sensores TM5 para el año 2000 y OLI8 para el 2014 de la plataforma Landsat. Las órbitas registradas de los satélites fueron 3340, 3341, 3440 y 3441. Los deslindes políticos de los municipios para el análisis de los patrones espaciales se obtuvieron de INEGI (2014).

Métodos de Análisis de las Imágenes de Satélite

Las imágenes se registraron bajo el sistema de proyección de coordenadas Universal Transversal de Mercator (UTM) en la zona de huso horario 12N y con el *datum* World Geodesic System 1984 (WGS84). El procesamiento digital de las bandas implicó operaciones básicas de análisis radiométrico, corrección atmosférica y rectificación geométrica. Para ello se aplicó un remuestreo geométrico con un polinomio linear de primer grado hasta obtener una raíz del cuadrado medio del error de localización de 1.0 píxel (Eastman, 2003).

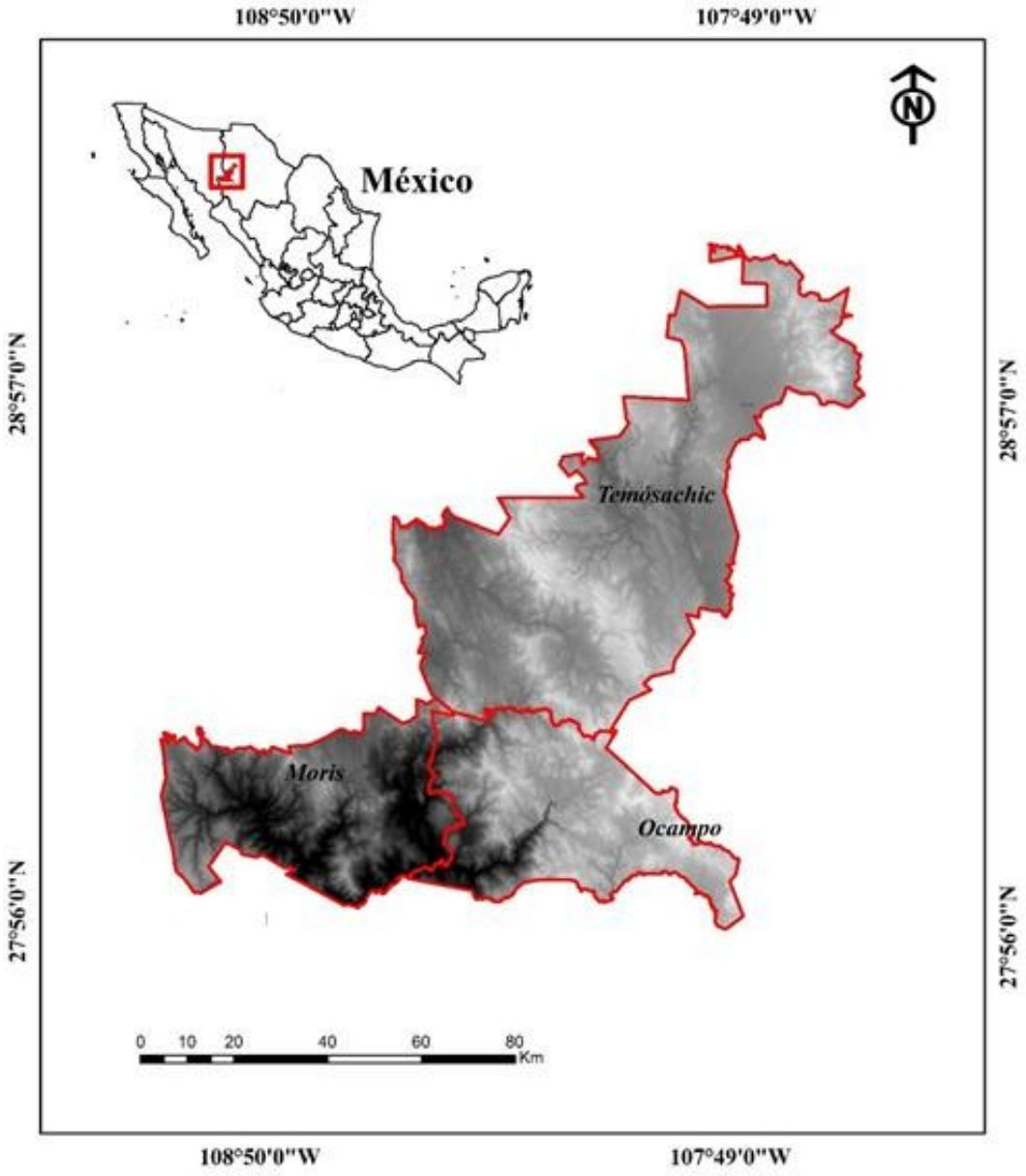


Figura 1. Localización del área de estudio bajo los municipios de Ocampo, Moris y Temósachi.

Usos del Suelo

Para la obtención de esta variable se realizó un análisis de clasificación supervisada (análisis discriminante). Este método utiliza áreas de entrenamiento como polígonos y reglas de decisión de máxima probabilidad para clasificar las imágenes. A partir de las imágenes de los sensores Landsat TM5 del año 2000 y Landsat OLI8 del 2014 se generaron los mapas de uso de suelo. Los mapas derivados de las dos fechas poseen la misma resolución espacial (pixel=30 m). Las clases de uso de suelo y vegetación obtenidas para ambas fechas fueron: Mina (Mn); Áreas degradadas (Ad); Bosque de encino (BQ); Bosque de pino (BP); Bosque de encino-pino (BQp); Bosque de pino-encino (BPq); Arbustos (Arb); Cuerpos de agua (Agua); Bosque caducifolio (BC); Tierras de cultivo (CA). En base a estas coberturas fueron determinadas las métricas del paisaje usando Patch Analyst 4.0 de ArcGis 10.0®.

Métricas del Paisaje

El paisaje representó todos los parches o formas en el terreno. Los parches se analizaron como polígonos individuales o un conjunto contiguo de celdas. Las dos imágenes clasificadas fueron convertidas a formato vector antes de calcular los índices. Para su medición fueron considerados tres índices: (1) área de la clase (CA), (2) número de parches (NumP) y (3) tamaño medio del parche (MPS). CA, NumP, y MPS son índices no espaciales. En particular, CA es la suma de las áreas en hectáreas de todos los parches que pertenecen a una clase dada. Este es calculado para capturar el área ocupada por tipo de cobertura de uso de suelo en particular. NumP contiene todos los parches dentro o que

cruza una clase de todo el paisaje. El paisaje más amplio, tiene más probabilidad de encontrar mayor número de parches. CA y NumP ayudan a revelar cambios en el paisaje. MPS se toma en cuenta porque es el principal predictor de la diversidad dentro de un parche.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de las métricas CA, NumP y MPS obtenidas en este estudio de caso, fueron importantes para construir los indicadores de dimensión ambiental, económica y social contemplados en este estudio. Las Figuras 2 y 3 presentan los 10 principales tipos de cobertura que sustentaron la obtención de las métricas del paisaje en el periodo evaluado (2000-2014).

Número de Parches

El Cuadro 1 presenta los valores en el NumP en los años 2000 y 2014. La cobertura que incrementó el mayor número de parches fue la de Bosque de encino (BQ; 537). Este proceso determinó la presencia de un mayor número de parches en las coberturas de áreas degradadas y arbustos. Esta última tendencia en la cobertura se explica como parte de un proceso de sucesión secundaria. Estos procesos fueron evidentes en el municipio de Temósachi. En Moris y Ocampo el cambio ocurrió en las coberturas de bosque de encino y bosque caducifolio.

Un rasgo importante es el incremento en los NumP en el municipio de Ocampo debido a un notable cambio en el uso del suelo; en el año 2000 no se presentó ningún parche con cobertura de mina y para la escena del 2014 se evidenció la presencia de parches (37) en esta cobertura. Estos procesos de fragmentación se presentaron también en las coberturas de bosque de encino, bosque de encino-pino, bosque de pino-encino y bosque caducifolio (Gráfica 1). Estos cambios confirman que existe un proceso de fragmentación o división de las clases homogéneas que existían en períodos pasados. Algo similar encontraron Vázquez-Quintero *et al*. (2013) en su estudio realizado en bosque templado en

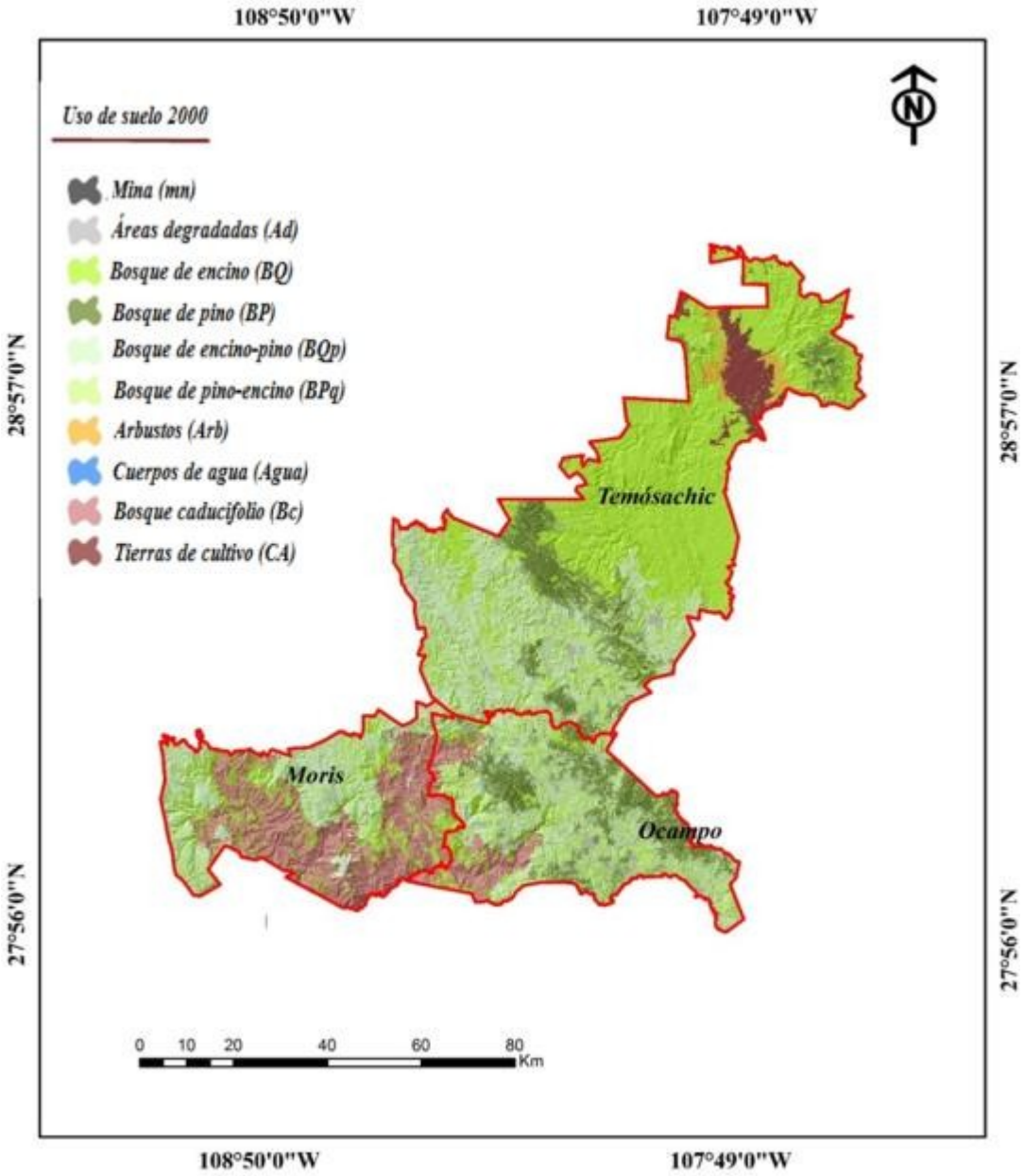


Figura 2. Clasificación de coberturas, escena 2000.

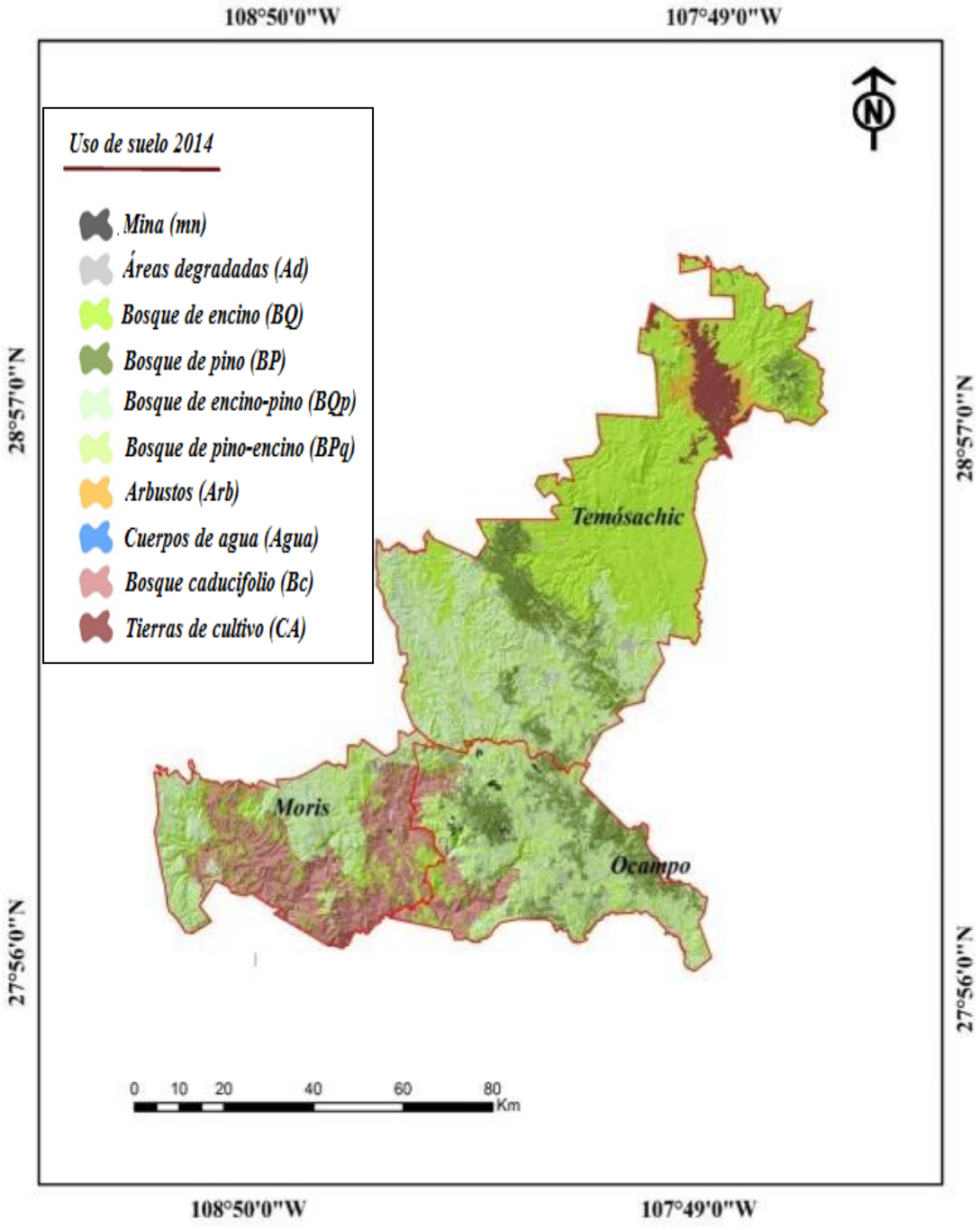
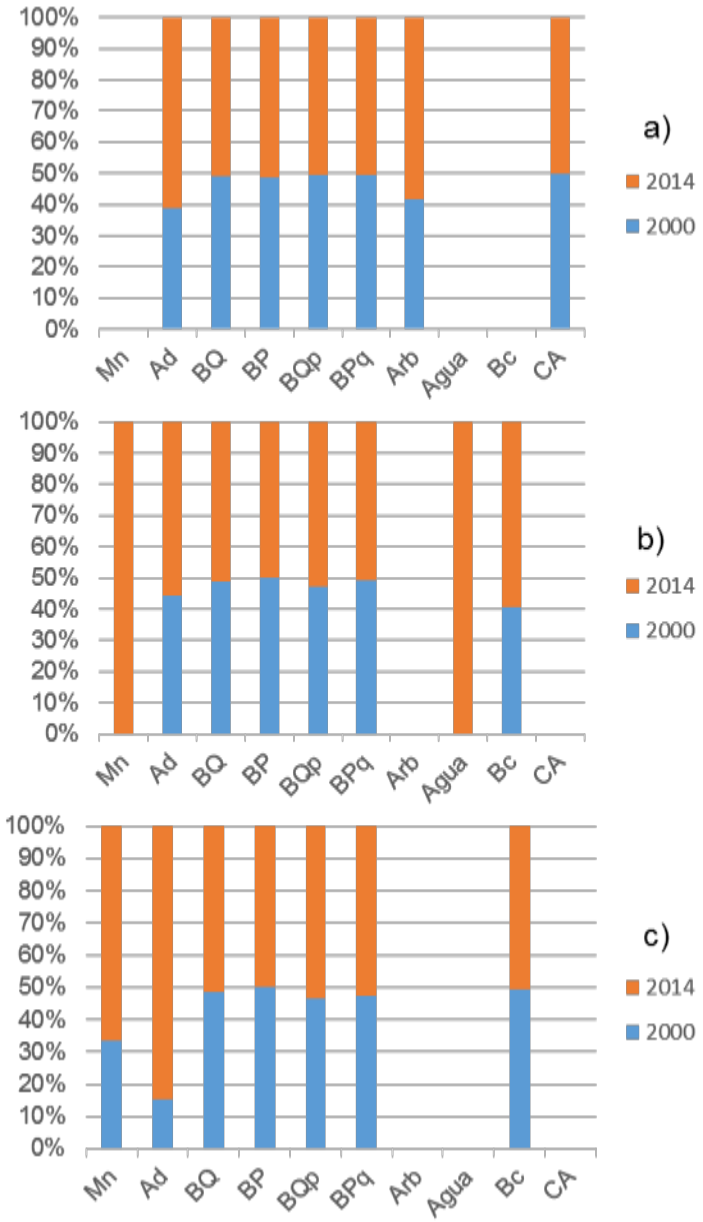


Figura 3. Clasificación de coberturas, escena 2014.

Cuadro 1. Número de parches por clasificación de cobertura para las escenas 2000 y 2014

Municipio	Cobertura	Número de parches	
		2000	2014
Temósachi	Mina (Mn)	0	0
	Áreas degradadas (Ad)	7	11
	Bosque de encino (BQ)	12,850	13,387
	Bosque de pino (BP)	100	105
	Bosque de encino-pino (BQp)	1,041	1,063
	Bosque de pino-encino (BPq)	2,476	2,543
	Arbustos (Arb)	131	183
	Cuerpos de agua (Agua)	0	0
	Bosque caducifolio (Bc)	0	0
	Tierras de cultivo (CA)	23	23
Moris	Mina (Mn)	2	4
	Áreas degradadas (Ad)	2	11
	Bosque de encino (BQ)	3,726	3,945
	Bosque de pino (BP)	2	2
	Bosque de encino-pino (BQp)	930	1,073
	Bosque de pino-encino (BPq)	207	2,30
	Arbustos (Arb)	0	0
	Cuerpos de agua (Agua)	0	0
	Bosque caducifolio (Bc)	687	710
	Tierras de cultivo (CA)	0	0
Ocampo	Mina (Mn)	0	37
	Áreas degradadas (Ad)	24	30
	Bosque de encino (BQ)	3,723	3,913
	Bosque de pino (BP)	57	57
	Bosque de encino-pino (BQp)	1,108	1,250
	Bosque de pino-encino (BPq)	1,688	1,748
	Arbustos (Arb)	0	0
	Cuerpos de agua (Agua)	0	3
	Bosque caducifolio (Bc)	192	283
	Tierras de cultivo (CA)	0	0



Gráfica 1. Número de parches de; a) Temósachi, b) Ocampo y c) Moris.
Mn= Mina; Ad= Áreas sin vegetación; BQ= Bosque de encino, BP= Bosque de pino; BQp= Bosque de encino-pino; BPq= Bosque de pino-encino; Arb= Arbustos; Agua= Cuerpos de agua; BC= Selva caducifolia; CA= Áreas agrícolas

Pueblo Nuevo, Durango donde se presentó un aumento en el número de parches, concluyendo que el área presentaba un proceso de fragmentación.

Tamaño Promedio del Parche

Esta métrica se relaciona en forma directa con el NumP. También proporciona valores que evidencian el grado de fragmentación basado en la descripción del cambio en el paisaje. El Cuadro 2 presenta los valores para los tres municipios estudiados.

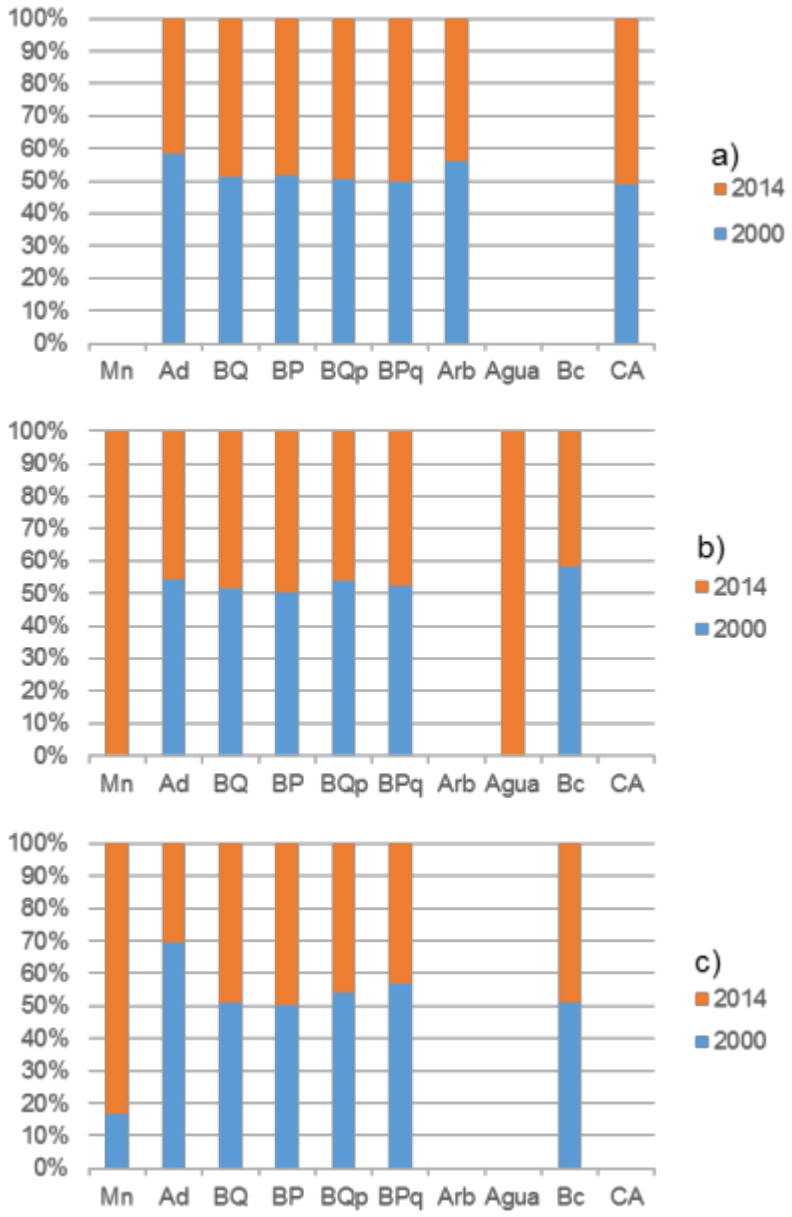
Un cambio significativo se presentó en las coberturas de Mina y Áreas de cultivo. El MPS se incrementó en forma notable en los municipios de Ocampo y Moris. Estos cambios en los valores de cobertura se debieron a la apertura de tierras forestales para explotaciones mineras. En ambos municipios los valores de MPS variaron de 0 a 40.78 y de 6.38 a 31.6 respectivamente.

Además de la actividad minera, la demanda de otros productos y servicios de los bosques, principalmente actividad forestal contribuyó a una disminución en las coberturas de bosque en los municipios evaluados. En general, el MPS disminuyó para este tipo de cobertura en el periodo evaluado. La Gráfica 2 muestra como el tamaño promedio del parche disminuyó en el periodo evaluado las coberturas de vegetación.

Leon-Mata *et al.* (2013) en su estudio en Cuchillas de la Zarca, México, determinaron que el tamaño promedio del parche se ha ido disminuyendo por acciones antropogénicas, como el pastoreo a gran escala y la conversión de áreas grandes en pequeñas parcelas; encontrando una disminución mayor al 75 % en un periodo de cuatro años.

Cuadro 2. Tamaño promedio del parche (ha) por clasificación de cobertura para las escenas 2000 y 2014

Municipio	Cobertura	Tamaño promedio del parche	
		2000	2014
Temosachi	Mina (Mn)	0.00	0.00
	Áreas degradadas (Ad)	287.62	204.79
	Bosque de encino (BQ)	18.80	17.90
	Bosque de pino (BP)	402.88	378.59
	Bosque de encino-pino (BQp)	97.92	95.91
	Bosque de pino-encino (BPq)	6.70	6.76
	Arbustos (Arb)	50.94	40.35
	Cuerpos de agua (Agua)	0.00	0.00
	Bosque caducifolio (Bc)	0.00	0.00
	Tierras de cultivo (CA)	810.84	849.86
Moris	Mina (Mn)	6.39	31.6
	Áreas degradadas (Ad)	83.87	36.77
	Bosque de encino (BQ)	12.49	12.13
	Bosque de pino (BP)	2.37	2.37
	Bosque de encino-pino (BQp)	58.24	49.36
	Bosque de pino-encino (BPq)	5.24	3.99
	Arbustos (Arb)	0.00	0.00
	Cuerpos de agua (Agua)	0.00	0.00
	Bosque caducifolio (Bc)	114.81	110.67
	Tierras de cultivo (CA)	0.00	0.00
Ocampo	Mina (Mn)	0.00	40.78
	Áreas degradadas (Ad)	114.05	95.98
	Bosque de encino (BQ)	10.38	9.80
	Bosque de pino (BP)	669.62	667.49
	Bosque de encino-pino (BQp)	61.73	53.24
	Bosque de pino-encino (BPq)	8.20	7.48
	Arbustos (Arb)	0.00	0.00
	Cuerpos de agua (Agua)	0.00	11.37
	Bosque caducifolio (Bc)	101.05	73.32
	Tierras de cultivo (CA)	0.00	0.00



Gráfica 2. Comparación porcentual del tamaño promedio del parche de; a) Temósachi, b) Ocampo y c) Moris.

Mn= Mina; Ad= Áreas sin vegetación; BQ= Bosque de encino, BP= Bosque de pino; BQp= Bosque de encino-pino; BPq= Bosque de pino-encino; Arb= Arbustos; Agua= Cuerpos de agua; BC= Selva caducifolia; CA= Áreas agrícolas

Resultados similares encontraron Chapa *et al*. (2008*)* en su estudio realizado en el 2007 para determinar el grado y patrón de fragmentación en los rodales forestales de la Sierra Fría en Aguascalientes, México. Encontraron que todos los tipos de vegetación sufrieron un proceso de fragmentación, en general el número de rodales sufrió modificaciones con una ligera tendencia al aumento. En otro estudio, Antonio-Némiga *et al.* (2008) evaluaron cuáles comunidades vegetales de la subcuenca del Río Pilón han sido más afectadas por el proceso de fragmentación forestal durante el período 1974-2000. Además de identificar fragmentos de vegetación remanente prioritaria para su conservación. Sus resultados mostraron cambios estadísticamente significativos en el tamaño y forma de los fragmentos de todas las comunidades evaluadas, así como en su conectividad.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El área estudiada se encuentra bajo un proceso de degradación y fragmentación, al aumentar con el paso de los años el número de fragmentos y disminuir el tamaño promedio de estos. En general, las coberturas de bosque de encino incrementaron el número de parches e inversamente disminuyeron su tamaño. Este comportamiento evidencia un incremento gradual en los procesos de fragmentación.

Aunque existe una dinámica en el cambio de cobertura de tierras forestales a uso de suelo minero, no se mostró aún evidencia suficiente para afirmar que la actividad implique un proceso de degradación forestal en la región estudiada, debido quizás a su superficie.

Los resultados del análisis de los índices de paisaje entre patrones espaciales y sus procesos, pueden ser utilizados por los planificadores y profesionales para entender las funciones del paisaje que a veces son difíciles o imposibles de medir directamente.

Se recomienda mejorar la resolución de las imágenes utilizadas en este tipo de análisis, para mejorar la precisión de la información. Asimismo, se recomienda realizar muestreos de campo paralelos para medir la precisión de la clasificación realizada.

LITERATURA CITADA

Antonio-Némiga, X., E. J. Treviño-Garza y E. Jurado-Ybarra. 2008. Fragmentación forestal en la subcuenca del río Pilón: diagnóstico y prioridades. Madera y Bosques. 14: 5-23.

Antwi, E. K., R. Krawczynski y G. Wiegleb. 2008. Detecting the effect of disturbance on habitat diversity and land cover change in a post-mining area using GIS. Landsc Urban Plan. 87: 22-32.

Azarcoya, B. 2008. La Sierra Tarahumara, el bosque y los pueblos originarios: estudio de caso Chihuahua, (México). Tendencias de la propiedad forestal, la tenencia de los recursos forestales y los acuerdos insitucionales: ¿Contribuyen a una mejor gestión forestal y a reducir la probreza? Food An Agricultura Organization (FAO). México.

Benítez, H. y M. Bellot. 2005. Biodiversidad, uso, amenazas y conservación. Instituto Nacional de Ecología. CONABIO, México.

Bogaert, J., P. H. Van y R. Ceulemans. 2002. The Euler number as an index of spatial integrity of landscapes: evaluation and proposed improvement. Environ Manage. 29: 673-682.

Bogaert, J., A. Farina y R. Ceulemans. 2005. Entropy increase of fragmented habitats: A sign of human impact? Ecol Indic. 5:207–212.

Chapa B., J. Sosa y A. Alba. 2008. Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. Madera y Bosques 14:37-51.

Eastman, J. R. 2003. IDRISI Kilimanjaro: Guide to GIS and image processing.Worcester, MA: Clark Labs, Clark University. USA.

Escárpita, H., A. 2002. Situación actual de los bosques de Chihuahua. Madera y Bosques. 8:3-17.

Gulinck, H. y T. Wagendorp. 2002. References for fragmentation analysis of rural matrix in cultural landscape. Landsc Urban Plan. 58:137-146.

Grupo Integral de Servicios Ecosistémicos Eyé Kawi A.C. 2014. Diagnóstico sobre determinación y degradación forestal en zonas prioritarias en el estado de Chihuahua. Alianza México para la reducción de Emisiones por deforestación y degradación. Informe Técnico. The Nature Conservancy, Rainforest Alliance, Woods Hole Research Center, Espacios Naturales y Desarrollo Sustentable. Chihuahua, México.

Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from Island biogeography to landscape ecology. Ecol Appl.12:321-334.

Hens, L y J. D. Wit. 2003. The development of indicators and core indicators for sustainable development: a state of the art review. International Journal Sustainable Development. 6:436–59.

INEGI. 2014. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Marco Geoestadístico 2014. En: http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geoestadistica/m_g_0.asp x. Consultado 2 de marzo del 2015.

León M. G. , A. Pinedo y J. Martínez. 2013. Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM.

Lu, D., M. Batistella, P. Mausel y E. Moran. 2007. Mapping and monitoring land degradation risks in the Western Brazilian Amazon using multitemporal Landsat TM/ETM+ images. Land Degradradation & Development. 18:41–54.

Olsen, L. M, V. H., Dale y T. Foster. 2006. Landscape patterns as indicators of ecological change at Fort Benning, Georgia, USA. Landsc Urban Plan 79: 137–149.

Pauchard, A., M. Aguayo y P. Alaback. 2006. Cuantificando la fragmentación del paisaje: las métricas y sus significados ecológicos. Biodiversidad de Ambientes Fragmentados de Chile. Patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria. Chile.

Paudel, S. y F. Yuan. 2012. Assessing landscape changes and dynamics using patch analysis and GIS modeling. Int J Appl Earth Obs Geoinf. 16: 66-76.

Saunders, D. A., R. J. Hobbs y C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology. 5:118-32.

Turner, M. G., R. H. Gardner y R. V. O'Neill. 2001. Landscape Ecology in Theory and Practice. New York: Springer-Verlag. USA.

Vázquez-Quintero, G., A. Pinedo-Álvarez, C. Manjarrez-Domínguez, G. León-Mata y O. Hernández-Rodríguez. 2013. Análisis de la fragmentación de los bosques templados usando sensores remotos de media resolución espacial en Pueblo Nuevo, Durango. Tecnociencia. VII:2.

ESTUDIO II. EVALUACIÓN DE ELEMENTOS TRAZA EN AGUA SUPERFICIAL Y DE MANANTIAL DEL ÁREA MINERA DE OCAMPO, CHIHUAHUA, MÉXICO

RESUMEN

EVALUACIÓN DE ELEMENTOS TRAZA EN AGUA SUPERFICIAL Y DE MANANTIAL DEL ÁREA MINERA DE OCAMPO, CHIHUAHUA, MÉXICO

POR:

M. C. KARLA OZUKI CHACÓN CHUMACERO

Doctor in Philosophia en Producción Animal

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: D. Ph. Carmelo Pinedo Álvarez

La industria forestal y minera contribuyen con más del 80 % de la economía de la ecorregión templada del estado de Chihuahua, México. El objetivo de este trabajo fue evaluar las concentraciones de algunos elementos traza en muestras de agua de ríos y manantiales en el ambiente circundante del distrito minero Ocampo. Las muestras de agua fueron tomadas de tres ríos y siete manantiales, los cuales constituyen la principal fuente de suministro de consumo humano. Los parámetros de temperatura, sólidos disueltos totales, turbidez y pH fueron medidos *in situ*. Elementos mayoritarios (Ca y Mg) y traza (Li, Ni, Sb, Se, Cu y Zn) fueron obtenidos usando ICP-OS®. El promedio de la concentración de Ca en agua fue más alto en agua de río que en la de manantial, mientras que los contenidos de Mg sólo fueron detectados en agua de río. Los elementos traza medidos en agua de río y manantial presentaron una tendencia decreciente según contenidos de Ni >Cu >Zn > Li> Se. Las concentraciones más altas de elementos traza fueron encontradas en un área perturbada por actividades

mineras. La mayoría de las concentraciones de elementos traza estuvieron por debajo de los límites permisibles establecidos actualmente por la Agencia de Protección Ambiental y la Normatividad Mexicana. Sin embargo, las concentraciones de Cu, Ni y Zn obtenidas en agua de río fueron más altas que las marcadas por la normatividad para vida acuática. Estos estudios son de gran importancia como línea base para establecer un monitoreo de las fuentes de agua de esta región.

ABSTRACT

ASSESSMENT OF TRACE ELEMENTS IN SURFACE AND NATURAL SPRING WATER IN THE OCAMPO, CHIHUAHUA, MEXICO MINING AREA.

BY:

KARLA OZUKI CHACON CHUMACERO

Forestry industry and mining contribute more than 80 % of the economy of the temperate ecoregion of Chihuahua, Mexico. The aim of this work was to assess the concentrations of some trace elements in water samples from the rivers and the springs in the surrounding environment in the Ocampo's district mining. Water sampling was performed on rivers and springs, which is the main source of water supply for human consumption. Temperature, total dissolved solids, turbidity and pH parameters were measured *in situ*. Some mayor (Ca and Mg) and trace elements (Li, Ni, Sb, Se, Cu, and Zn) were obtained by ICP -OES. The average of Ca concentration in water was higher in rivers than in springs, whereas Mg contents were only detected in river water. Trace elements measured in waters of river and spring were in decrease tend Ni >Cu >Zn > Li> Se. The highest trace element concentrations were found in an area highly perturbed by activities related to the mining. Most of trace elements concentrations assessed in this work were below to allowed limits for drinking water marked by Environmental Protection Agency and Mexican regulations. However, concentrations of Cu, Ni, and Zn obtained in water from rivers are higher than guidelines for aquatic life. These studies are important to establish a baseline monitoring of water sources in this region.

INTRODUCCIÓN

La industria minera es una actividad que tiene una contribución importante en el crecimiento económico de México. En general, tiene impactos políticos, económicos, sociales y ambientales a escalas global y local (Fernández-Manso, *et at*., 2012). En particular en el estado de Chihuahua, esta actividad aunada al aprovechamiento forestal, contribuye con más del 70 % de la economía de la ecorregión templada. En la estructura del paisaje forestal tiene efectos significativos en las comunidades locales y en el ambiente (Young, 1997).

La estrecha relación entre la forma de vida y la explotación de los recursos naturales, como la minería, causa una grave contaminación ambiental (Hilson, 2002). También, son responsables de la pérdida de recursos bióticos y abióticos, fragmentación de hábitat (Bridge, 2004), erosión y contaminación por metales pesados (Kumah, 2006). La contaminación del agua es un gran problema que se relaciona con el crecimiento económico de cualquier país y región (Srinivasa y Govil, 2008). El agua de manantiales y los flujos superficiales son la principal fuente para uso doméstico en áreas rurales (Ansari *et al*., 1999). Su calidad es de vital importancia debido a su uso en las actividades antrópicas (Torres *et al*., 2009).

La contaminación por metales potencialmente nocivos en sedimentos, suelo y agua es una de las amenazas más importantes para la calidad del medio ambiente y la salud humana (Gómez-Álvarez *et al*., 2011). Así, el agua se altera en sus propiedades biológicas, físicas y químicas, debido a varios agentes de la naturaleza y por la forma en que se utiliza (Eddy, 1996).

Las actividades mineras están a menudo relacionadas con los impactos ambientales, incluyendo la contaminación por metales en los sedimentos y agua de los sistemas acuáticos (Hun-Bok *et al*., 2005). La explotación de minerales está asociada con una importante modificación de la superficie, lo cual afecta la cuenca y el régimen hidrológico en cantidad y calidad (Bud *et al*., 2007). Los metales pesados ingresan al ambiente acuático principalmente por descargas directas de fuentes industriales, siendo la industria minera una de las más importantes (Alloway y Ayres, 1993). En su impacto específico, los problemas ambientales relacionados con los depósitos de mineral son el drenaje ácido y las altas concentraciones de metales pesados en el agua de drenaje de los yacimientos mineros (Carrillo *et al*., 2003).

La región minera de Ocampo es uno de los corredores mineros de gran importancia en actividades económicas del estado de Chihuahua. Su localización es al centro oeste del estado, el cual contempla el parque nacional de Basaseachi y el área de protección de flora y fauna Tutuaca. Los ecosistemas forestales ubicados en la región minera Ocampo, evidencian procesos de degradación y contaminación ambiental producidos por las actividades forestales y explotación minera. Además, en ésta región nacen los ríos Balloreca, Concheño y Apituchi los cuales pertenecen a la región hidrológica sur de Sonora (RH09), los cuales drenan agua y sedimentos a las áreas de agricultura de la costa del Pacífico (Villanueva *et al*., 2009). Actualmente, no existen estudios que permitan conocer el impacto de las actividades mineras sobre la calidad del agua. Por lo anterior, el objetivo de éste trabajo fue evaluar las concentraciones de elementos traza en

muestras de agua de río y manantiales, las cuales son las principales fuentes de abastecimiento para uso y consumo humano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización del Área de Estudio

El estudio se realizó en la región Centro-Oeste del estado de Chihuahua. Dicha región comprende el distrito minero de Ocampo entre las coordenadas extremas 28.49N, -108.49E y 28.08N, -107.91E (Figura 4).

El clima predominante es el Cb(w2)x el cual corresponde a templado semifrío, con temperatura media anual entre 5 °C y 12 °C (García, 1998) y una precipitación total anual de 862.9 mm (INEGI, 2003).

Predominan las cordilleras fuertemente diseccionadas en el 80 % del territorio, el otro 20 % está representado por terrenos ligeramente diseccionados. El rango de elevaciones es de 458 a 2911 msnm. En esta región dominan las rocas ígneas, extrusivas y sedimentarias y, en menor escala, se presentan rocas volcánicas del tipo riolíticas terciarias; los suelos son de origen residual y aluvial, dominados por Feozem, Regosol y Litosol (INEGI, 1990).

Muestreo y Análisis Elemental

El muestreo se llevó a cabo después de la temporada de lluvias, en el mes de octubre de 2014. Las muestras de agua fueron colectadas de siete manantiales y tres ríos que son la principal fuente de abastecimiento de agua para consumo humano. La localización de los sitios de muestreo se presenta en el Cuadro 1. Los ríos Balloreca, Concheño y Apituchi fueron muestreados a lo largo del flujo de agua, se colectó una muestra por sitio y en laboratorio se realizaron dos repeticiones por muestra. Asimismo, se colectaron muestras de agua de los siete manantiales, en la localidad Yepachi se colectó además una de la red de distribución.

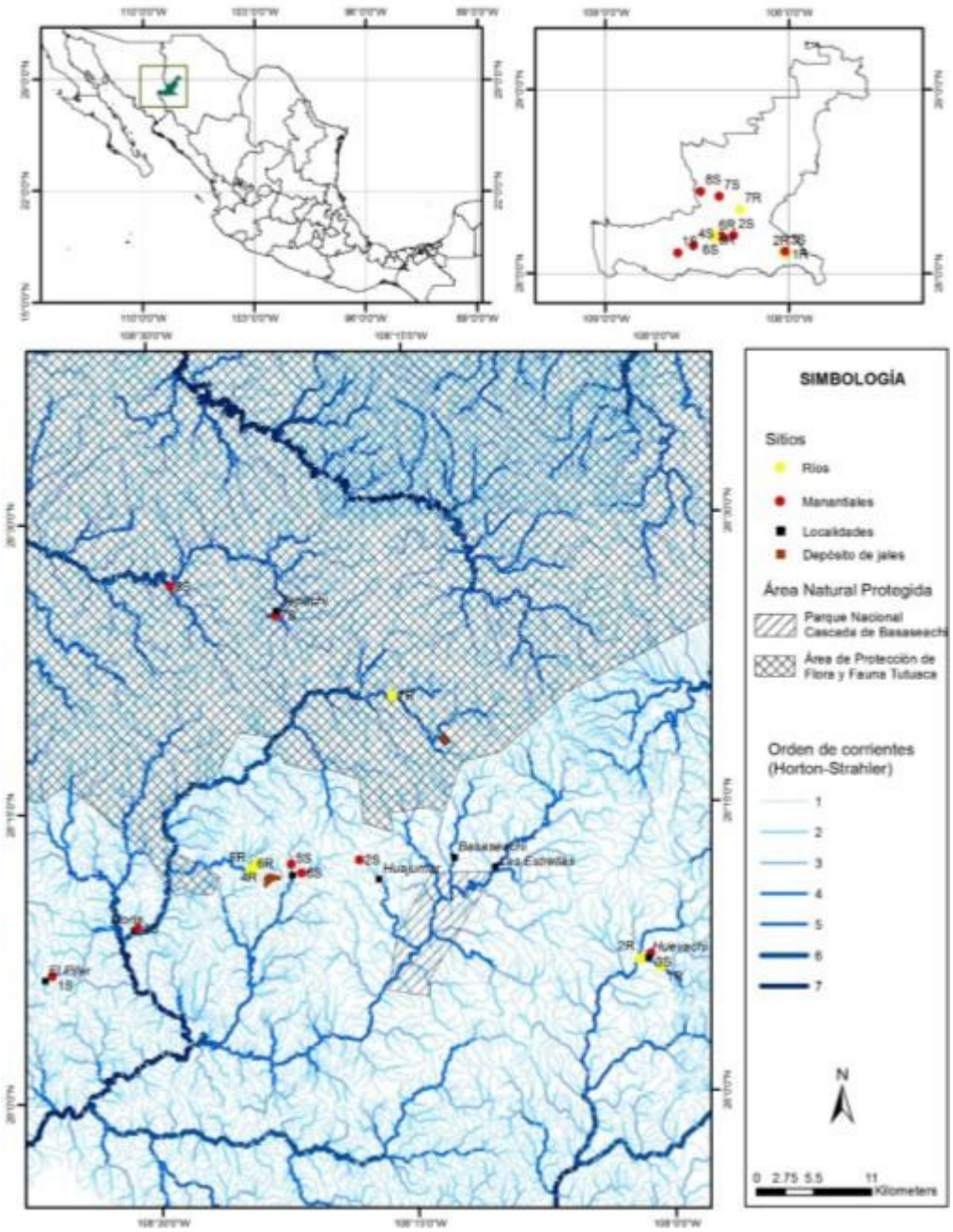


Figura 3. Localización de los sitios de muestreo en el área de estudio.

Cuadro 3. Coordenadas de localización (WGS84 UTM-12N) de los sitios de muestreo para ríos (R) y manantiales (S)

Sitio	Río (R)/Localidad (S)	X	Y
1R	Apituchi	793774	3112733
2R	Apituchi	791810	3113467
3R	Balloreca	755063	3122482
4R	Balloreca	755067	3122499
5R	Balloreca	754474	3121946
6R	Balloreca	754550	3121877
7R	Concheño	768038	3138656
1S	El Pilar	735429	3111770
2S	Huajumar	764897	3122924
3S	Huevachi	792819	3113986
4S	Moris	743630	3116349
5S	Ocampo	758324	3122513
6S	Ocampo	759324	3121674
7S	Yepachi	756811	3146325
8S	Yepachi	746715	3149098

Las coordenadas geográficas y los parámetros de temperatura, sólidos disueltos totales (SDT), conductividad eléctrica (CE), turbidez (TB) y pH fueron medidos *in situ*. Cada muestra fue colectada en recipientes de polietileno de 4 L de capacidad, las cuales fueron preservadas adicionando HNO_3 para, posteriormente, ser analizadas en el laboratorio.

En el laboratorio, las muestras fueron digeridas en microondas utilizando HCl y HNO_3. La caracterización elemental se realizó mediante espectrometría de masa ICP-OES, modelo 8300, manufacturado por Perkin Elmer. Los elementos mayoritarios determinados fueron Ca y Mg, mientras que los elementos traza fueron Li, Ni, Sb, Se, Cu y Zn.

Análisis Estadístico

Las concentraciones de los elementos en los diferentes sitios de muestreo, tanto en ríos como en manantiales, se compararon con los límites máximos permisibles de la normatividad mexicana (NOM-127-SSA-1994) así como con la Agencia de Protección Ambiental (EPA), Organización Mundial de la Salud (WHO) y la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

Se plantearon las siguientes hipótesis:

$$Ho: \mu \square \mu_0 \quad vs \quad Ha: \mu > \mu_0$$

donde μ es la media poblacional y μ_0 es el valor de referencia en la norma.

Se estimó la media de los parámetros, así como su desviación estándar y se calculó el valor del estadístico t de *student* para posteriormente compararse con el valor crítico de las tablas de la distribución, a través de la fórmula:

$$t_c = \frac{\bar{x} - \mu 0}{\frac{s}{\sqrt{n}}}$$

Donde: ¯ =la media muestral; μ0=límite permisible indicado por la normatividad; s= desviación estándar en la muestra; n=tamaño de muestra.

Por otro lado, se realizó la comparación de medias de los parámetros físicos y elementos para saber si existían diferencias entre las muestras de río y los manantiales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Parámetros Físico-químicos

En los Cuadros 4 y 5 se muestran los datos de temperatura (T), pH, sólidos disueltos totales (SDT), conductividad eléctrica (CE) y turbidez (TB) para ríos y manantiales, respectivamente.

Los valores de los parámetros físico-químicos obtenidos en las muestras de agua fueron bajos, excepto para la TB que en las muestras de ríos rebasa el límite máximo permisible ($p<0.05$) para agua de consumo humano, de acuerdo a la WHO (2011).

La temperatura de agua de manantial fue ligeramente más alta que la de las muestras de río, lo que sugiere que no son iguales ($p=0.1864$); registró valores promedio de 16.10±2.59 y 18.34±3.48 en agua de río y manantial, respectivamente. Los valores de pH en agua de río fueron de neutral a ligeramente básico, mientras que en agua de manantial el pH fue de ligeramente ácido a neutro. Los valores de los SDT determinados en muestras de río y manantial se encontraron en un intervalo de concentraciones de 23 a 334 ppm y de 13 a 242 ppm, respectivamente. Los valores de pH y SDT se encuentran dentro de los límites permisibles ($p<0.05$) propuestos en las diferentes agencias de regulación para agua de consumo humano (Cuadro 4).

Por otra parte, se encontró que los valores de TB fueron variables tanto en muestras de río (CV=16.10 %) como en manantiales (CV=18.95 %). Así, en las muestras de agua de río el intervalo de Tb fue de 0.13 a 5.67 UNT, mientras que en agua de manantial el intervalo fue entre 0.03 y 17.8 UNT, siendo en la muestra

Cuadro 4. Resultados de los parámetros medidos *in situ* de las muestras de los ríos (Balloreca, Concheño y Apituchi), así como los límites permisibles para cada uno de ellos propuestos por las diferentes agencias reguladoras de calidad de agua

Muestra	**T (°C)**	**pH**	**TDS (ppm)**	**TB (UNT)**	**CE (ms/cm)**
NORM[1]		6.50-8.50	1000.00	5.00	
WHO[2]		8.50	500.00	0.10	
EPA[3]		6.05-8.05	500.00		
FAO[4]		8.50	2000.00		3.00
1R	16.60	8.05	307.00	1.38	6.01
2R	20.10	7.84	334.00	0.13	6.6
3R	12.50	8.09	91.00	0.69	1.82
4R	13.60	8.07	74.00	1.15	1.47
5R	15.00	7.97	78.00	5.67	1.49
6R	17.40	8.05	85.00	nd	1.71
7R	17.50	8.13	23.00	3.05	0.48

[1] NOM-127-SSA1-1994, agua de consume humano.
[2] World Health Organization (WHO), agua de consumo humano.
[3] Environmental Protection Agency (EPA), agua de consumo humano.
[4] Food, Agriculture Organization of the United Nations (FAO), calidad del agua para agricultura
TDS= Sólidos disueltos totales; TB= Turbidez; CE= Conductividad eléctrica; UNT= Unidades nefelométricas; ms=miliSiemens

Cuadro 5. Resultados de los parámetros medidos *in situ* de las muestras de los manantiales, así como los límites permisibles para cada uno de ellos propuestos por las diferentes agencias reguladoras de calidad de agua

Muestra	T (°C)	pH	TDS (ppm)	TB (UNT)	CE (ms/cm)
NORM[1]		6.50-8.50	1000.00	5.00	
WHO[2]		8.50	500.00	0.10	
EPA[3]		6.05-8.05	500.00		
FAO[4]		8.50	2000.00		3.00
1S	20.50	7.01	35.00	17.75	0.69
2S	15.00	6.87	34.00	nd	0.75
3S	17.60	7.16	242.00	0.66	4.88
4S	25.60	7.07	35.00	0.87	0.71
5S	16.10	7.39	35.00	0.87	0.71
6S	15.40	7.61	24.00	0.03	0.50
7S	17.30	6.88	13.00	1.98	0.30
8S	19.20	7.55	13.00	2.76	0.71

[1] NOM-127-SSA1-1994, agua de consume humano.
[2] World Health Organization (WHO), agua de consumo humano.
[3] Environmental Protection Agency (EPA), agua de consumo humano.
[4] Food, Agriculture Organization of the United Nations (FAO), calidad del agua para agricultura
TDS= Sólidos disueltos totales; TB= Turbidez; CE= Conductividad eléctrica; UNT= Unidades nefelométricas; ms=miliSiemens

1S en la que se tuvo el valor más alto. Sólo en las muestras de manantiales se rebasó el límite máximo permisible ($p<0.05$) para TB propuesto por la WHO. Es importante mencionar que el agua de este manantial se utiliza principalmente para consumo humano en esa región. En este punto de muestreo, el agua proviene de una mezcla de flujos de dos manantiales lo cual puede causar resuspensión de los sedimentos del fondo en el punto de muestreo.

Además, adyacentes a éste punto muestreado existen jales de la minería independiente (gambusinos), los cuales pueden contribuir con partículas sedimentables por erosión. Las muestras 5R y 1S mostraron valores por encima del límite permisible para agua de consumo humano en la Normatividad mexicana (NOM-127-SSA1, 1994). Es importante puntualizar que tomando en cuenta el valor del límite de calidad establecido por la Organización mundial de la salud (WHO, 0.1 UNT), las muestras de río se encuentran por arriba de dicho valor ($p=0.035$; WHO, 2011). La muestra de agua del punto 6S presentó un valor de TB por debajo de los límites establecidos por todas las agencias reguladoras aquí presentadas. Ningún efecto sobre la salud ha sido propuesto por valor alto de TB, sin embargo, es de gran importancia para las condiciones de vida acuática.

La CE fue mayor en muestras de agua de río que en agua de manantial, donde los valores promedio fueron de 2.80±2.44 y 1.16± ms/cm, respectivamente; estadísticamente existe evidencia de que las muestras de río y manantial presentan valores promedio diferentes ($p=0.1361$). Con ello, las muestras 1R, 2R y 3S mostraron valores de CE por arriba de los límites establecidos para irrigación agrícola de la FAO (Ayers y Westcot, 1985), sin

embargo, estadísticamente no existe evidencia que permita concluir que las concentraciones de las muestras son superiores a los límites establecidos por la normatividad ($p<0.05$). Todas estas muestras fueron medidas en cuenca del río Apituchi, lo cual concuerda con las altas concentraciones de sólidos disueltos totales en esos puntos de muestreo.

Análisis Elemental

En el presente estudio se analizaron contenido de Ca, Mg, Li, Ni, Sb, Se, Cu y Zn, cuyos resultados se encuentran en el Cuadro 6 las muestras de ríos y en el Cuadro 7 las de manantiales. La concentración promedio de Ca fueron distintas en ríos y manantiales ($p=0.1417$); en agua de río fue más alta que en las muestras de agua de manantial, con valores de 8.67±2.03 y 6.25±1.99 ppm, respectivamente.

Los contenidos de Mg fueron solamente detectados en muestras de agua de río en un intervalo de concentraciones de 0.7 a 1.9 ppm.

De acuerdo con la normatividad, las concentraciones de estos elementos se encuentran por debajo de los límites permisibles ($p<0.05$). Asimismo, la dureza fue calculada utilizando los contenidos de Ca y Mg. El intervalo determinado fue de 11.4 a 42.6 ($CaCO_3$ mg/L), y de 5 a 22.5 ($CaCO_3$ mg/L), en las muestras de agua colectadas en río y manantial, respectivamente. La dureza indica que el agua de ríos y manantiales muestreados se puede catalogar como “agua blanda” (<50 $CaCO_3$ mg /L).

Todos estos valores calculados se encontraron por debajo de la regulación tanto nacional como internacional.

Cuadro 6. Concentración de elementos traza (ppm) en muestras de agua de río

Muestra	Ca	Mg	Li	Ni	Sb	Se	Cu	Zn	Dureza*
NORM[1]							2.000	5.000	500.0
WHO[2]	75.000	50.000		0.007	0.020	0.0100	2.000	5.000	500.000
EPA[3]					0.006	0.050	1.300		
FAO[4]	400.000	60.000		0.200			0.200	2.000	
1R	10.900	0.700					0.170		30.000
2R	4.500						0.180		11.400
3R	14.000	1.900	0.04	0.840		0.003	0.430	0.140	42.600
4R	5.700		0.05	0.940		0.001	0.410	0.240	14.300
5R	6.500		0.20	0.840	0.015	0.048	0.570	0.270	16.200
6R	12.400	1.600	0.04	0.840			0.380	0.130	37.400
7R	6.700		0.04	0.800			0.350	0.080	16.800

* ($CaCO_3$ mg/L)
[1] NOM-127-SSA1-1994, agua de consume humano.
[2] World Health Organization (WHO), agua de consumo humano.
[3] Environmental Protection Agency (EPA), agua de consumo humano.
[4] Food, Agriculture Organization of the United Nations (FAO), calidad del agua para agricultura

Cuadro 7. Concentración de elementos traza (ppm) en muestras de agua de manantiales

Muestra	Ca	Mg	Li	Ni	Sb	Se	Cu	Zn	Dureza*
NORM[1]							2.000	5.000	500.000
WHO[2]	75.000	50		0.070	0.020	0.010	2.000	5.000	500.000
EPA[3]					0.006	0.050	1.300		
FAO[4]	400.000	60		0.200			0.200	2.000	
1S	9.000		0.040	0.760			0.360	0.060	22.500
2S	7.900		0.030	0.860			0.410	0.140	19.700
3S	6.490		0.040	0.880			0.430	0.130	16.200
4S	1.990						0.160		5.000
5S	6.310		0.030	0.860			0.430	0.130	15.700
6S	6.490		0.200	0.840	0.015	0.048	0.570	0.270	16.200
7S	5.720		0.040	0.770			0.360	0.060	14.300
8S	6.080		0.050	0.840	0.004	0.009	0.460	0.180	15.200

* ($CaCO_3$ mg/L)
[1] NOM-127-SSA1-1994, agua de consume humano.
[2] World Health Organization (WHO), agua de consume humano.
[3] Environmental Protection Agency (EPA), agua de consumo humano.
[4] Food, Agriculture Organization of the United Nations (FAO), calidad del agua para agricultura

Los elementos traza medidos en las muestras de agua se encontraron en una tendencia decreciente según contenidos de Ni >Cu >Zn > Li> Se. La mayoría de los elementos traza analizados en éste trabajo estuvieron por debajo de los límites establecidos para agua de consumo humano presentados por la Agencia de Protección Ambiental (EPA, 2002) y la Normatividad Mexicana (NOM-127-SSA1, 1994).

De manera general, el agua continental presenta baja concentración de Ni (WHO, 2011; FAO, 1994). El Ni no es tomado en cuenta por la normatividad para agua de consumo en la EPA y la Regulación Mexicana, sin embargo, las concentraciones encontradas en todas las muestras son mayores a las establecidas por la WHO ($p<0.05$), para ser utilizada como agua de consumo o por la FAO para la agricultura ($p<0.05$). Se sugiere que las altas concentraciones de Ni son, probablemente, debido a las características geológicas de la región. Desafortunadamente, en el presente trabajo no se realizó la caracterización elemental del material rocoso.

En las muestras de agua, las concentraciones de Cu estuvieron por debajo de los límites permisibles para el agua de consumo ($p<0.05$). Por el contrario, tanto en río ($p=0.0135$) como en manantiales ($p=0.0009$) dichas concentraciones se encuentran por arriba del límite permitido marcada por la FAO para el agua de riego. Aunque en esta región, no se practica ampliamente la agricultura, hay pequeñas granjas donde se tiene, a menor escala, la práctica de cultivo para el consumo familiar.

El agua obtenida en los puntos 5R y 6S mostraron altas concentraciones de Se y Sb. El Se se encuentra frecuentemente en asociación con minerales que

contienen azufre (ATSDR, 2003) mientras que Sb se asocia a óxidos (ATSDR, 1992). Por lo anterior, ambos elementos presentes en las muestras de agua de manantial como de río pueden estar siendo transportados en el material suspendido y lixiviados de las rocas o suelo. Es importante resaltar que las muestras de agua de los puntos 5R y 6S son las que mostraron los más altos valores de TB, Se, Sb y Cu. Estos puntos de muestreo se encuentran muy cercanos entre sí, por lo que se pueden atribuir a la zona de ubicación. Estas muestras de agua fueron tomadas en una zona altamente perturbada por las actividades antrópicas relacionadas con la actividad minera, principalmente el cambio de uso del suelo (incendios forestales, bancos de materiales, caminos, cultivos, entre otros).

El Sb se presentó en algunas muestras con concentraciones mayores al límite permisible establecido por EPA. Éste elemento fue detectado solo en algunas muestras, con un intervalo de concentraciones entre 0.004 y 0.015 ppm. En tres muestras de agua de río (3R y 4R) y dos de manantial (6s y 8s) se encontraron concentraciones de Se; sin embargo no se encontró evidencia de que estas estuvieran por encima de los límites marcados en la EPA ($p=0.0835$ y $p=0.21751$ en ríos y manantiales respectivamente) ni en los que establece la WHO ($p=0.3399$ y 0.2959 en ríos y manantiales respectivamente); esto debido a que tanto en muestras de río como en manantiales se presentó un coeficiente de variación muy alto (CV= 96.76 %y 153.32 % respectivamente). .

Por el contrario, los contenidos de Zn en agua tanto de río como de manantial estuvieron por debajo de los límites permisibles establecidos por las diferentes instituciones aquí tomadas en cuenta ($p<0.05$). Sin embargo, algunos

autores han reportado valores que han alcanzado concentraciones >500 ppm de Zn en agua superficial, en estudios realizados en zonas circundantes a un distrito minero (Ramos *et al.*, 2014). Aunque el valor límite permisible se encuentre en 5 ppm, la Organización Mundial de la Salud recomienda que el agua que contenga 3 ppm no es apta para consumo humano (WHO, 2011). Un aspecto a tomar en cuenta es que la solubilidad del Zn en el agua es una función del pH (WHO, 2011). Así, la solubilidad del carbonato de zinc disminuye con el aumento de pH. En las muestras de agua tomadas en manantiales, donde los valores de pH oscilaron desde ligeramente ácido a neutro, se observó una correlación lineal (r_{xy}=0.73; p=0.04) con el aumento de la concentración de Zn; mientras que en las muestras de agua de los ríos mostraron pH en un intervalo de neutro a ligeramente ácido, donde la concentración de Zn no presentó correlación con el valor del pH (r_{xy}=0.22; p=0.63).

Tanto la evaluación de los parámetros físico-químicos como la caracterización elemental pueden indicar la calidad de agua para la vida acuática.

En consecuencia, algunos países tienen normas bien establecidas para la protección de la vida acuática. Por ejemplo, el Consejo Canadiense de Medio Ambiente tiene en cuenta los valores de 0.004, 0.025 y 0.05, como límites permisibles para Cu, Ni y Zn, respectivamente (CCME, 2007). Sin embargo, la EPA considera un valor más estricto permisible de concentración de Zn en agua de 0.012 ppm (EPA, 2002) para la vida acuática. En comparación con estas regulaciones, las muestras de agua de río analizadas presentaron valores más altos de concentraciones de Cu, Ni y Zn. Además, otros autores han mencionado que valores altos de TB en cuerpos de agua podría afectar tanto en cantidad

como en calidad en la producción de pescado (Singler, *et al*., 1984). Por lo tanto, en las zonas donde las actividades antrópicas están involucradas deben vigilarse las concentraciones de elementos traza.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Las actividades mineras están frecuentemente relacionadas con los impactos ambientales, incluyendo la contaminación por metales pesados en los sistemas acuáticos. Aunque, las concentraciones elementales determinados en éste trabajo se encuentran por debajo de los límites permitidos por la EPA y por la regulación mexicana para agua de consumo humano, algunos de ellos están por encima de los límites permisibles establecidos por la Organización Mundial de la Salud.

Se encontró que existe una zona cercana a jales mineros donde el agua del río y de manantial contiene las más altas concentraciones de algunos elementos traza. Además, se encontró que el agua de río contiene altos contenidos de Cu, Ni y Zn, lo cual puede afectar la vida acuática presente.

Aun y cuando se encontraron valores altos de concentraciones en algunas muestras individuales, en general solo se encontró evidencia que la turbidez, el níquel y el cobre se encontraron por encima de los límites permitidos por las agencias reguladoras.

La importancia de éste tipo de estudios es debida a que el agua de ésta región es la principal fuente de abastecimiento para el consumo humano para el caso de los manantiales, así como el medio de vida para las especies que habitan los ríos estudiados.

Es recomendable evaluar los contenidos de elementos traza en los sedimentos de los ríos de esta región minera, con el fin de tener una mejor comprensión de la movilidad de tales elementos y su posible influencia como contaminantes.

LITERATURA CITADA

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1992. Federal public health agency of the U.S. department of health and human services. Antimony 7440-36-0. Atlanta, Georgia. En: http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp23.pdf . Consultado 10 Febrero 2015.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2003. Federal public health agency of the U.S. department of health and human services. Selenium 7782-49-2. Atlanta, Georgia. En http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp92.pdf . Consultado 10 Febrero 2015.

Alloway, B. J. y D. C. Ayres. 1993. Chemical Principles of environmental pollution. Blackie Academic & Professional. New York, USA.

Ansari, A. A., I. B. Singh y H. J. Tobschall. 1999. Status of anthropogenically induced metal pollution in the Kanpur Unnao industrial region of the Ganga plain, India. Environ Geol. 38: 25–33.

Ayers, R. S. y D. W. Westcot. 1985. Water quality for agriculture. FAO irrigation and drainage paper. 29 Rev. 1. Food and Agricultural Organization. Rome.

Bridge, G. 2004. Contested terrain: Mining and the environment. Annu Rev Environ Resour. 29:205-259.

Bud, I., S. Duma, I. Denuţ y I. Taşcu. 2007. Water pollution due to mining activity. Causes and consequences. BHM Berg-Und Hüttenmännische Monatshefte. 152: 326-328.

CCME. 2007. Canadian Council of Ministers of the Environment. For the protection of aquatic life 2007. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999, Winnipeg. 1-28.

Carrillo-Chávez, A., O. Morton-Bermea, E. González-Partida, H. Rivas-Solorzano, G. Oesler, V. Garcıa-Meza y E. Cienfuegos. 2003. Environmental geochemistry of the Guanajuato mining district, Mexico. Ore Geol Rev. 23: 277-297.

Eddy, M. 1996. Ingeniería de Aguas Residuales, vertido y reutilización. Editorial McGraw-Hill. México.

EPA. 2002. Environmental Protection Agency. National recommended water quality criteria. En http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2008_04_29_criteria_wqctable_nrwqc-2002.pdf. Consultado 6 Febrero 2015

FAO. 1994. Food and Agriculture Organization. Water for life. World Food Day. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.

Fernández-Manso, A., C. Quintano y D. Roberts. 2012. Evaluation of potential of multiple endmember spectral mixture analysis (MESMA) for surface coal mining affected area mapping in different world forest ecosystems. Remote Sens Environ. 127:181-193.

García, E. 1998. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Climas (clasificación de Koppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México.

Gómez-Álvarez, A., J. L. Valenzuela-García, D. Meza-Figueroa, M. de la O-Villanueva, J. Ramírez-Hernández, J. Armendáriz-Tapia y E. Pérez-Segura 2011. Impact of mining activities on sediments in a semi-arid environment: San Pedro River, Sonora, Mexico. Appl Geochem. 26:2101-2112.

Hilson, G. 2002. The environmental impact of small-scale gold mining in Ghana: identifying problems and possible solutions. Geogr J.168:57-72.

Hun-Bok, J., Y. Seong-Tack, M. Bernhard, K. Soon-Oh, P. Seong-Sook y L. Pyeong-Koo. 2005. Transport and sediment-water partitioning of trace metals in acid mine drainage: an example from the abandoned Kwangyang Au–Ag mine area, South Korea. Environ Geol. 48:437–449.

INEGI. 1990. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Atlas agropecuario del estado de Chihuahua.

INEGI. 2003. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Sistema de información geográfica del estado de Chihuahua.

Kumah, A. 2006. Sustainability and gold mining in the developing world. J Clean Prod. 14:315-323.

NOM-127-SSA1-1994. Secretaría de Salud. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización) Diario Oficial de la Federación, 1999, 80-87.

Ramos, O. E. R., T. S. Rötting, M. French, O. Sracek, J. Bundschuh, J. Quintanilla y P. Bhattacharya. 2014. Geochemical processes controlling mobilization of arsenic and trace elements in shallow aquifers and surface waters in the Antequera and Poopó mining regions, Bolivian Altiplano. J Hydrol (Amst). 518:421–433.

Sigler, J. W., T. C. Bjornn y F. H. Everest. 1984. Effects of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho salmon. Trans Am Fish Soc. 113: 142-150.

Srinivasa, G. S. y P. K. Govil. 2008. Distribution of heavy metals in surface water of ranipet industrial area in Tamil Nadu, India. Environ Monit Assess. 136:197-207.

Torres, P., C. H. Cruz y P. J. Patiño. 2009. Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. Rev. Ing. Univ. medellin. 8:79-94.

Villanueva J., P. Fulé, C. Paredes, J. Estrada, I. Sánchez. 2009. Reconstrucción de la precipitación estacional para el barlovento de la Sierra Madre Occidental con anillos de crecimiento de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.). Ciencia Forestal en México. 34: 37-69.

World Health Organization. 2011. Guidelines for drinking-water quality, 2011. En: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf. Consultado 20 marzo 2015.

Young, P. L. 1997. The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making. Sci Total Environ. 194: 457-466.

ESTUDIO III. INDICADORES SOCIOECONÓMICOS Y AMBIENTALES EN LA REGIÓN MINERA OCAMPO, CHIHUAHUA

RESUMEN

INDICADORES SOCIOECONÓMICOS Y AMBIENTALES EN LA REGIÓN MINERA OCAMPO, CHIHUAHUA

POR:

M. C. KARLA OZUKI CHACÓN CHUMACERO

Doctor in Philosophia en Producción Animal

Secretaría de Investigación y Posgrado

Facultad de Zootecnia y Ecología

Universidad Autónoma de Chihuahua

Presidente: D. Ph. Carmelo Pinedo Álvarez

La explotación de oro y plata en la región minera Ocampo, Chihuahua, representa una actividad con valor internacional en la gama de servicios ecosistémicos. A pesar de su importancia no se ha evaluado el impacto de esta actividad sobre las condiciones socioeconómicas y ambientales en comunidades de la región. Este estudio tuvo como objetivo evaluar el impacto de la actividad minera a través de indicadores de dimensión económica, social y ambiental. Se incluyeron 12 localidades con actividad minera y forestal. Se utilizó una encuesta que colectó datos de 12 indicadores sociales y 10 económicos. De estos se derivó el índice de sustentabilidad social (ISS) y el índice de sustentabilidad económica (ISE). De imágenes Landsat TM5 del año 2000 y Landsat OLI8 del 2014 se obtuvieron seis indicadores ambientales que se integraron el índice de sustentabilidad ambiental (ISA). Para validar los índices de sustentabilidad se desarrolló un análisis de componentes principales y un análisis clúster. Las comunidades de Huajumar, Gasachi y Ocampo presentaron el mejor ISE (0.61,

0.53 y 0.43). El ISS presentó los valores más altos en las mismas localidades Gasachi (0.91), Huajumar (0.79) Ocampo (0.78) Las comunidades de Huevachi y Tutuaca presentaron los valores más bajos en el ISE e ISS. En contraste, el ISA presentó los valores más altos en las comunidades de Yepachi, Moris y Tutuaca. El ingreso de la actividad minera está positivamente asociado con el ISE e ISS, pero no existió evidencia de asociación lineal con el ISA.

ABSTRACT

ASSESSMENT OF THE SOCIOECONOMIC AND ENVIRONMENTAL IMPACTS IN THE OCAMPO, CHIHUAHUA, MINING REGION

BY:

KARLA OZUKI CHACON CHUMACERO

The exploitation of gold and silver in the mining region of Ocampo, Chihuahua, is a service with an international value in the range of exosystemi c services. Despite their value, it does not has assessed the socioeconomic and environmental impact over the region. Thus, this study has the objective to assess socioeconomic and environmental impact of the mining activity, using economic, social, and environmental indices. Consequently, twelve communities with mining and forestry industry were included. A poll was used in order to collect information in regards the twelve social indicators and the ten economic ones. After collecting the information, a social sustainability (SSI) and an economic sustainability (ESI) indices were created. Using Landsat TM5 images from the 2000, and Landsat OLI8 from the 2014, six environmental indicators were obtained, to create environmental sustainability index (ASI). A cluster analysis and principal components analysis was developed, in order to validate the indices of sustainability. Huajumar, Gasachi, and Ocampo showed the highest ESI (0.61, 0.53 and 0.43 respectively). The SSI showed the same trend (0.90, 0.79 and 0.78 respectively). Huevachi and Tutuaca showed the lowest values of ESI and SSI. On the other hand, the highest value of ASI was found in the communities of Yepachi, Moris, and Tutuaca. Income from mining activities is positively associated with the ISE and ISS, but there was no evidence of linear association

with the ISA. The SSI, ESI and LSI, explained the relations between the socioeconomic benefits and the conditions of the natural resources of the region.

INTRODUCCIÓN

La continua actividad humana y la demanda creciente de los recursos naturales acelera inevitablemente los cambios en los recursos naturales. Particularmente en México, actividades extractivas como la minería, la petroquímica, la silvicultura y la pesca, han contribuido al crecimiento económico de los pueblos. Sin embargo, las tasas actuales de explotación de estos recursos afectan la estructura del paisaje (Hilson, 2002) y causan impactos en los componentes hídricos y atmosféricos (Kumah, 2006).

Los impactos socioeconómicos y ambientales de las actividades mineras están ampliamente documentadas en numerosas regiones del mundo (Sanchez-España *et al*., 2005; Mudd, 2010). La minería en particular, crea empleo y otras oportunidades, lo cual debería tener un impacto positivo en la economía local; sin embargo, Lawson y Bentil (2014) encontraron que en general el desarrollo económico no reflejaba un bienestar en las poblaciones locales. Garvin *et al*. (2009) encontraron que, en Ghana, el componente más beneficiado por las actividades mineras fue el económico, pero por otro lado, el componente ambiental fue el que mayores impactos negativos presentó, principalmente en la degradación de la calidad del aire.

La mayoría de los estudios con orientación social se han centrado en la evaluación de la situación socioeconómica de las áreas que dependen de la minería y en los costos y efectos del cierre de las minas con patrones de desarrollo futuro (Andrews *et al*., 2005). En general, estas áreas a menudo están asociadas con un ambiente degradado que conllevan a un bajo nivel de bienestar social en las comunidades (Dogaru *et al*., 2009).

En años recientes, los estudios socioeconómicos se han permeado de la percepción de los riesgos ambientales y de los factores que exploran las respuestas de los pueblos a los problemas ambientales; estos estudios se basan en la percepción individual y las investigaciones relacionadas con la comunidad (El Zein *et al*., 2006). El uso de indicadores promueve procesos de monitoreo que proporcionan información que indica el rumbo hacia donde se está guiando el sistema bajo manejo, y además pueden ser aplicados para contrastar diferentes países y en ocasiones a diferentes escalas (Hens y De Wit, 2003).

El distrito minero de Ocampo en Chihuahua, México, está dotado de abundantes recursos mineros que incluyen el oro y la plata de valor internacional, así como servicios ecosistémicos diversos. A pesar de la importancia que tiene la minería, no se tiene evaluado su impacto sobre las condiciones socioeconómicas y ambientales de la región.

Este estudio incluye índices de sustentabilidad construidos a partir de índices y variables simples del tipo ambiental económico y social. Esta investigación se basó en las siguientes hipótesis: 1) la actividad minera tiene impactos socioeconómicos significativos en las poblaciones locales y, 2) la actividad minera tiene un impacto negativo sobre los recursos naturales de la región. En este contexto, el objetivo de este estudio fue evaluar el impacto de la actividad minera sobre los componentes ambiental, social y económico en la región minera Ocampo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación y Delimitación de Localidades en el Área de Estudio

El estudio comprendió la región minera Ocampo localizada en la región Centro-Oeste del estado de Chihuahua, con coordenadas extremas 28.49N, 108.49E y 28.08N, 107.91E (Figura 5). Se delimitaron 12 localidades con actividad de aprovechamiento preponderante minero y forestal. Algunas de estas localidades están dentro o adyacentes al Parque Nacional Basaseachi y el Área de Protección de Flora y Fauna Tutuaca.

Tamaño de Muestra

El tamaño mínimo de muestra se delimitó con base en el número de hogares de las localidades elegidas, utilizando una fórmula para un muestreo aleatorio proporcional:

$$n = \frac{N\ Z^2_{\alpha/2}(pq)}{d^2 N + Z^2_{\alpha/2}(pq)},$$

dónde: n= es el tamaño mínimo de hogares en la muestra; N= el número total de hogares en las localidades (marco de muestreo); Z= es el valor de la distribución normal estándar para un nivel de confianza del 95 % (α=0.05); pq= es la varianza en la respuesta, utilizando para este estudio la suposición de varianza máxima (0.25), donde la varianza se compone de p, como probabilidad de éxito en la respuesta esperada y q como probabilidad de fracaso en la misma (q=1-p).

Selección de Indicadores

A partir de la lista de indicadores identificados, se realizó una ponderación y selección de acuerdo a su relación para los componentes social, económico y ambiental (Cuadro 8).

Datos Socioeconómicos

Variables socioeconómicas. Una vez seleccionados los indicadores se desarrolló el instrumento para la colecta de datos, el cual se dividió en 10 secciones; información general del hogar, fuentes de ingresos, distribución de gastos, características de vivienda, disponibilidad de agua, disposición de residuos, información agrícola, información pecuaria, información forestal y percepción. Las encuestas se capturaron y procesaron en el programa Excel, para lo cual previamente se homogenizó las unidades de medida para cada una de las variables.

Datos Ambientales

Datos de imágenes Landsat. El proceso y análisis de las variables ambientales se basó en cuatro escenas (33/40, 33/41, 34/40 y 34/41) de imágenes de los sensores Landsat TM 5 del año 2000 y Landsat OLI del 2014. Las bandas se registraron bajo la proyección Universal Transversal de Mercator (UTM) ubicadas en la zona del huso horario 12N y con el *datum* World Geodesic System 1984. Las bandas poseen una resolución espacial de 30 m. El procesamiento de las bandas implicó el uso de operaciones básicas relacionadas con la rectificación radiométrica, corrección geométrica y filtrado de imágenes de acuerdo a los procedimientos de Eastman (2003).

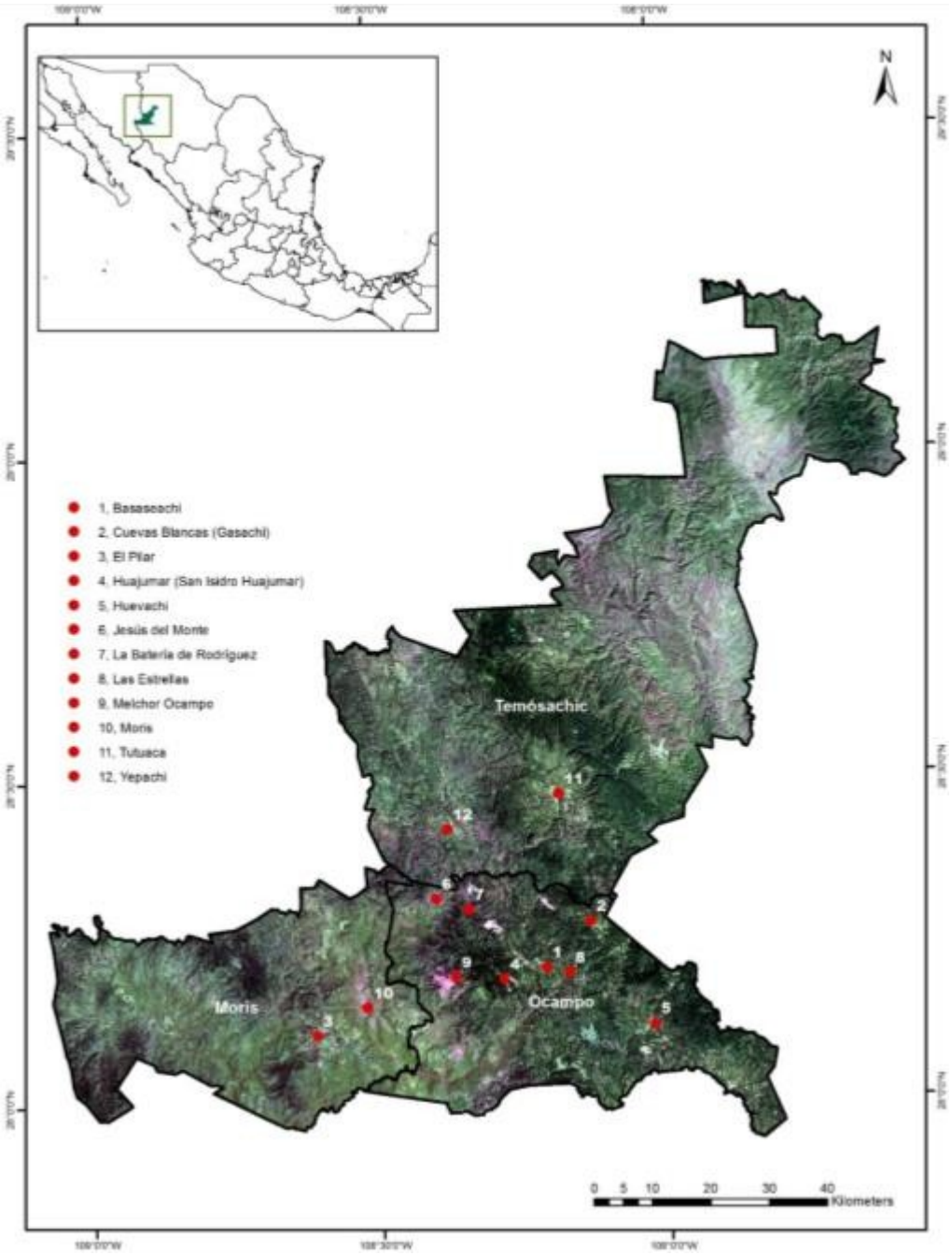


Figura 4. Ubicación geográfica de las 12 localidades en el área de estudio.

Cuadro 8. Indicadores seleccionados para los componentes económico, social y ambiental

Indicador	Componente	Unidad de medida
Ingreso anual por actividad minera	Económico	$
Ingreso anual por actividad forestal	Económico	$
Ingreso anual por programas gubernamentales	Económico	$
Ingreso por actividades agrícolas	Económico	$
Ingreso por otros salarios	Económico	$
Otras fuentes de ingreso	Económico	$
Gastos por vestido	Económico	$
Gastos por alimento	Económico	$
Gastos por servicios	Económico	$
Gastos por recreación	Económico	$
Gastos por vivienda	Económico	$
Gastos en actividades productivas	Económico	$
Hogares con disponibilidad de agua	Social	%
Nivel de hacinamiento	Social	%
Hogares con electricidad	Social	%
Hogares con piso de tierra	Social	%
Hogares con recolección de basura	Social	%
Hogares con drenaje	Social	%
Consumo de huevo por semana	Social	No
Consumo de pollo por semana	Social	No
Consumo de res por semana	Social	No
Consumo de leche por semana	Social	No
Número de parches	Ambiental	No
Tasa de erosión	Ambiental	$TonHa^{-1}$
Índice de Shannon	Ambiental	Índice
Índice de Simpson	Ambiental	Índice
Cambio de uso de suelo %	Ambiental	%
Índice normalizado diferencial de la vegetación (NDVI)	Ambiental	Índice

Índice diferencial normalizado de la vegetación (NDVI). El NDVI es un índice normalizado que permite generar una imagen que muestra el verdor (la biomasa relativa; Jensen 2000). En este estudio, el NDVI de Landsat 2000 se determinó usando la banda 4 y la banda 3 mientras que en OLI 8 se utilizaron las bandas 5 y 4 respectivamente. En ambos sensores las bandas menores corresponden al canal visible rojo y la banda mayor al canal cercano infrarrojo.

La ecuación del NDVI documentada es:

$$NDVI = \frac{IR - R}{IR + R}$$

dónde: IR = valores de píxel de la banda infrarroja; R = valores de píxel de la banda roja.

Este índice genera valores entre -1.0 y 1.0 que básicamente representan el verdor y donde cualquier valor negativo corresponde principalmente a las nubes, el agua y la nieve, y los valores cercanos a cero corresponden principalmente a las rocas y al terreno desnudo.

Uso del suelo. La identificación y clasificación de las clases de uso de suelo y vegetación se realizó a través del método análisis de clasificación supervisada. Este método utilizó técnicas basadas en el análisis de frecuencias categóricas y procedimientos de modelaje estadístico basados en sistemas probabilísticos. El criterio utilizado para medir la similitud entre pixeles fue la distancia euclidiana. Los mapas generados se obtuvieron mediante la técnica de clasificación por máxima verosimilitud.

Fragmentación. Una vez generadas las clases de cobertura, estas se registraron en el módulo de análisis Patch Analysis de Arcgis® para el análisis de

fragmentación, de acuerdo a las metodologías desarrolladas por McGarigal (2015). Los índices de fragmentación a nivel del paisaje se calculan para una superficie dentro de la cual se supone que las condiciones son homogéneas.

Índice de diversidad de Shannon. Este índice tiene una escala o rango de valores que toman como referencia valores que son mayores o iguales a 0. Los valores que se acercan a cero indican que el ecosistema o paisaje está menos fragmentado por el número de parches encontrados y conforme se acercan a uno la fragmentación experimenta un incremento, la fórmula es la siguiente:

$$IS= -\sum[P_i*ln(P_i)],$$

donde: IS = índice de fragmentación de Shannon; P_i = Número de parches; ln= logaritmo natural.

Índice de diversidad de Simpson. El índice de diversidad de Simpson es la probabilidad que dos puntos seleccionados al azar pertenezcan a parches de clase diferente (McGarigal, 2015). El índice de Simpson varía entre 0 y 1. Es igual a cero cuando el paisaje contiene solamente un parche (no hay diversidad) y se acerca a uno cuando el número de tipos de parches aumenta y la distribución del área entre los diferentes tipos es más pareja. La fórmula es la siguiente:

$$ISI= 1-\sum P_i^2,$$

donde: ISI = índice de fragmentación Simpson; P_i = Número de parches

Tasa de erosión. Para medir la erosión se utilizó la metodología de la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (EUPS) adaptada a las condiciones de México. Los valores de pérdida anual de suelo se determinaron mediante la ecuación:

$$A = R^* K^* LS^* C^* P,$$

donde: R= índice de erosividad de la lluvia; K= factor de erosionabilidad del suelo; LS= factor de longitud de la pendiente; C= factor de cobertura vegetal; P= factor de prácticas de conservación de agua y suelo.

Análisis de los Datos

Al tener las encuestas capturadas y validadas, se realizó el análisis de la información a la cual se le aplicaron diversas técnicas estadísticas para describir las condiciones que presentaba cada uno de los hogares encuestados así como las localidades.

Estadísticos básicos. Se calcularon medidas descriptivas de tendencia central y dispersión, para obtener estadísticos básicos como: media, varianza, desviación estándar, máximos y mínimos.

Desarrollo de índices. Con los indicadores seleccionados se estandarizaron los datos, debido a que tienen diferentes unidades de medida. Se generó un índice relativo por componente.

$$IR = 1 - (X_i - X_{min}) / (X_{max} - X_{min}),$$

donde: I.R. es el índice relativo, X_i es el valor registrado para el indicador *i* de la localidad *X*, mientras que X_{max} y X_{min} son los valores máximo y mínimo observados para el indicador *i* en el conjunto de localidades.

Al ser valores relativos, estos tomarán valores de 0 a 1, donde se considera a 1 como la localidad que presenta las mejores condiciones. Sin embargo, con esta fórmula algunos indicadores con valores altos no reflejan buenas condiciones, sino por el contrario, tal es el caso de hogares con piso de tierra, nivel de hacinamiento, número de parches, tasa de erosión, índice de

Shannon, Índice de Simpson, % de cambio de uso de suelo e índice normalizado diferencial de la vegetación, para los cuales se aplicó la siguiente fórmula:

$$IR=(X_i-X_{min})/(X_{max}-X_{min})$$

De esta forma, indicadores como hogares de piso de tierra si tienen un valor alto, el índice queda como valor cercano a cero.

Para obtener el índice de sustentabilidad por localidad se realizó la sumatoria de los tres índices, a través de la ecuación:

$$ISL=\frac{\sum_{i=1}^{n} IR_E}{12}+\frac{\sum_{i=1}^{n} IR_S}{10}+\frac{\sum_{i=1}^{n} IR_A}{6},$$

donde**:** ISL= Índice de sustentabilidad local, IRE= Índice relativo económico, IRS= Índice relativo económico, IRA= Índice relativo ambiental.

Análisis de correlación. Este análisis exploratorio se aplicó para conocer el grado de asociación lineal entre pares de componentes, utilizando para ello el procedimiento CORR del programa SAS® (SAS Institute, 2002).

Análisis de regresión. Este análisis se realizó para para investigar la relación funcional entre dos o más variable. Se considera que la variable X es la variable independiente o regresiva, mientras que Y es la variable respuesta para cada valor específico x_i de X; y además Y es una variable aleatoria con alguna función de densidad para cada nivel de X. Este procedimiento se realizó a través del procedimiento REG del programa SAS® (SAS Institute, 2002).

Análisis de componentes principales (ACP). Este análisis tuvo como objetivo explicar la mayor parte de la variabilidad total observada en el conjunto multivariado de variables analizadas con el menor número de componentes posibles. Con esto se logró reducir la dimensión original de un conjunto de p

variables originales observadas, correlacionadas entre sí, en un nuevo conjunto de m variables ortogonales (no correlacionadas), denominadas componentes principales (Castro, 2000), donde cada componente se genera como una combinación lineal de las variables originales. El ACP se realizó a través del procedimiento PRINCOMP del programa SAS® (SAS Institute, 2002).

Análisis de grupos. El análisis de grupos o análisis clúster es una técnica estadística multivariante cuya finalidad es dividir un conjunto de objetos en grupos de forma que los perfiles de los objetos en un mismo grupo sean muy similares entre sí (cohesión interna del grupo) y los de los objetos de grupos diferentes sean distintos (aislamiento externo del grupo). Se realizó a través del procedimiento CLUSTER del programa SAS® (SAS Institute, 2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La región minera de Ocampo contiene abundantes recursos mineros, principalmente oro y plata. En su integridad ecológica, la biodiversidad y los servicios ecosistémicos son igualmente importantes. El conocimiento y evaluación de los impactos de la minería, aprovechamiento forestal y actividades culturales, son fundamentales para desarrollar intervenciones innovadoras de manejo y conservación de estos recursos naturales bajo un marco adecuado y compartido.

El Cuadro 9 presenta los resultados de los Índices de Sustentabilidad de la Dimensión Económica, Índice de Sustentabilidad de la Dimensión Social, Índice de Sustentabilidad de la Dimensión Ambiental. La integración de estos tres primeros índices dimensionales conforma el Índice de Sustentabilidad Local.

Se evaluó el impacto del ingreso de actividad minera sobre los índices de sustentabilidad. A través del cual se encontró que el ingreso impacta de manera significativa el ISE ($p=0.0057$) y el ISS ($p=0.001$) pero no existió evidencia suficiente de impacto sobre el ISA ($p=0.8121$).

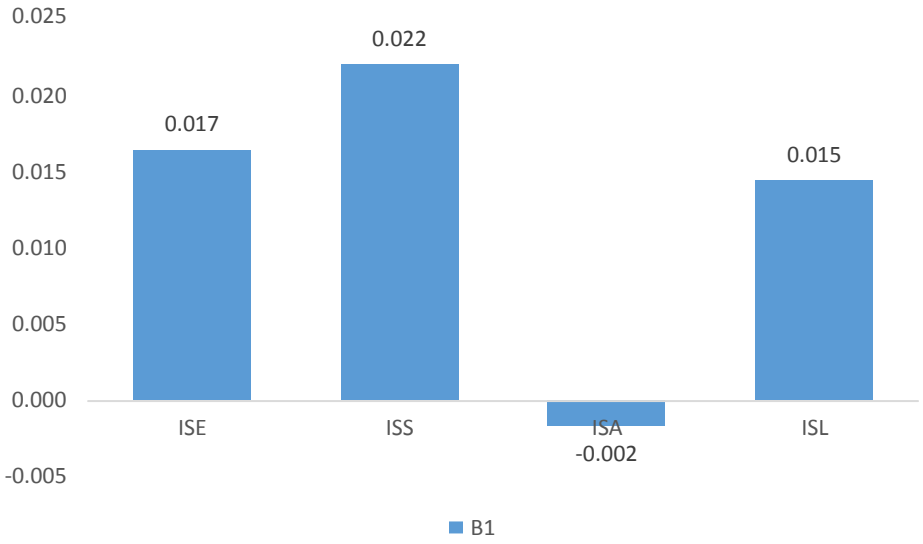
En la Gráfica 3 se observa el valor obtenido del parámetro B_1 de la ecuación de regresión. En la cual, se aprecia que el valor de los índices es sensible a un cambio en el ingreso debido a la actividad minera. En el ISE se tiene un incremento de 0.017 por cada 10 mil pesos anuales de ingreso mientras que en el ISS uno de 0.022. El ISA aunque presenta un valor negativo (-0.002) este no es significativo ($p=0.8121$).

Además, se analizó si existían diferencias entre localidades que dependían del ingreso minero sobre los ISE, ISS e ISA. Se observó evidencia de

Cuadro 9. Índices de sustentabilidad evaluados en este estudio

Localidad	ISE	ISS	ISA	ISL
Basaseachi	0.42	0.59	0.57	0.51
El Pilar	0.23	0.45	0.58	0.39
Gasachi	0.53	0.91	0.47	0.65
Huajumar	0.61	0.79	0.58	0.67
Huevachi	0.20	0.44	0.51	0.35
Jesús del Monte	0.30	0.51	0.40	0.40
La Batería de Rodríguez	0.26	0.42	0.74	0.42
Las Estrellas	0.30	0.74	0.64	0.53
Moris	0.30	0.68	0.66	0.51
Ocampo	0.43	0.78	0.21	0.51
Tutuaca	0.03	0.28	0.60	0.24
Yepachi	0.27	0.53	0.74	0.47

ISE= Índice de Sustentabilidad Económica; ISS= Índice de Sustentabilidad de la Dimensión Social; ISA= Índice de Sustentabilidad de la Dimensión Ambiental; ISL= Índice de Sustentabilidad Local



Gráfica 3. Valores del estimador B_1 para los índices de sustentabilidad
ISE= Índice de Sustentabilidad Económica; ISS= Índice de Sustentabilidad de la Dimensión Social; ISA= Índice de Sustentabilidad de la Dimensión Ambiental; ISL= Índice de Sustentabilidad Local

que la minería como actividad preponderante de una localidad tiene un impacto sobre el ISE (p=0.0150) y el ISS (p=0.0012) pero no así en el ISA (p=0.8881).

Considerando que algunas localidades se encuentran dentro de áreas naturales protegidas (ANP) se analizó si esta condición influía sobre los índices de sustentabilidad. No se encontró evidencia de que estar dentro de ANP tuviera un impacto sobre el ISE (p=0.2183) ni sobre el ISA (p=0.313) sin embargo si lo tuvo sobre el ISS (p=0.0392), debido principalmente a la lejanía de las localidades lo que limita el acceso a bienes y servicios.

Índice de Sustentabilidad de la Dimensión Económica (ISE)

Las comunidades de Huajumar (0.61), Gasachi (0.53) y Ocampo (0.43) alcanzaron los valores más altos en este índice. Este comportamiento se relaciona con el mayor ingreso económico en comparación al resto de las evaluadas en el estudio. Ocampo y Huajumar son localidades grandes y de fácil acceso. En estas, más del 50 % de la población obtienen ingresos de la actividad minera, razón por la cual mostraron los mayores ingresos de las 12 localidades estudiadas. En contraste, El Pilar (0.23), Huevachi (0.20) y Tutuaca (0.03) presentaron los valores más bajos de este índice.

Índice de Sustentabilidad de la Dimensión Social (ISS)

Este índice mostró una tendencia similar al económico. Las localidades que registraron mayores ingresos fueron las que presentaron mayores valores; Gasachi (0.91), Huajumar (0.79) y Ocampo (0.78) son localidades que al menos la mitad de la población depende de ingresos mineros, lo que les permite tener acceso a una vivienda digna y una alimentación adecuada a los índices de desarrollo de la localidad. En la dimensión social, el 60 % de los indicadores

medidos estuvieron relacionados con condiciones de vivienda. Es así como en Huevachi (0.44), La Batería de Rodríguez (0.42) y Tutuaca (0.28) se presentaron los valores más bajos de las 12 localidades evaluadas.

Rodríguez (2008) definió a las viviendas rurales precarias como aquellas que no cuentan con servicios básicos (agua, energía eléctrica o drenaje), están hechas con materiales de desecho o endebles, tienen espacios en condición de hacinamiento y no cuentan con escenarios adaptados para la realización satisfactoria de las funciones sociales y productivas.

Estas localidades presentaron al menos uno de esos factores, pues sobre todo por su ubicación, algunos servicios como la recolección de basura y el drenaje no están disponibles. CONAPO (2010), clasificó a estas tres localidades con un índice de marginación alto, el cual considera tres aspectos: educación, vivienda y disponibilidad de bienes.

La obtención de datos relacionados con el consumo de productos de origen animal como carne de pollo, carne de res, leche y huevo, permitió conocer el grado de acceso a estos bienes. Las comunidades Gasachi, Huajumar y Ocampo presentaron un mayor consumo de estos productos, teniéndolo presente al menos una vez a la semana lo en su dieta; con una frecuencia de consumo de leche y huevo en más de 4 días de la semana. El nivel de ingreso económico y el mayor acceso a estos bienes determinaron este comportamiento.

Índice de Sustentabilidad de la Dimensión Ambiental

Este índice compuesto está formado por una combinación de varios indicadores individuales. Los índices simples que conformaron este indicador

fueron cambio de uso de suelo, fragmentación, índices de diversidad, NDVI y erosión. Estos dos últimos indicadores representan los procesos de degradación.

Las localidades que obtuvieron los valores más altos fueron Yepachi (0.74), La Batería de Rodríguez (0.74) y Moris (0.66). Esto se explica porque no presentaron un cambio significante en el uso de suelo y su tasa de erosión fue baja. En el análisis de los índices de sustentabilidad económica y social, estas localidades presentaron valores intermedios. Esto es debido a que núcleos de habitantes además de participar en actividades de minería, desarrollan otras actividades alternativas como la agricultura de autoconsumo.

En contraste, Gasachi (0.47), Jesús del Monte (0.40) y Ocampo (0.21) presentaron los valores más bajos. Ocampo es una localidad que cuenta con vocación minera y forestal, y gracias a ello le permite tener ingresos altos, muy por encima de las localidades aledañas. Sin embargo, las actividades que ahí se desarrollan tienen un impacto sobre el ambiente, pues a consecuencia de ello el paisaje se encuentra fragmentado, lo cual se expresó en los valores obtenidos a través del número de parches y de los índices de Shannon y Simpson. Un paisaje con mayor densidad de parches es más heterogéneo, una clase con mayor densidad de parches está más fragmentada (McGarigal y Cushman, 2005). Ocampo presentó un número de parches de 115, un índice de Shannon de 1.34 y un índice de Simpson de 0.67 lo cual estos valores evidencian procesos de fragmentación. Según McGarigal (2015) estos índices varían entre 0 y 1; es igual a cero cuando el paisaje contiene solamente un parche (no hay heterogeneidad) y se acerca a uno cuando el número de parches aumenta (mayor heterogeneidad).

Asimismo, Ocampo fue la localidad que presentó la tasa más alta de erosión, debido a que la unidad minera se localiza contigua a la localidad. Por lo cual, se ha realizado remoción de vegetación y esto ha propiciado que se aceleren los procesos de erosión del suelo. Además de la erosión, las actividades mineras están a menudo relacionadas con los impactos ambientales, incluyendo la contaminación por metales de los sedimentos y los sistemas acuáticos (Hun-Bok *et al*., 2005). Chacón *et al*. (2015) analizaron el agua en la región de Ocampo y encontraron que las concentraciones más altas de elementos traza se localizaban en áreas perturbadas por actividades mineras, donde el agua superficial de la localidad Ocampo presentó las concentraciones mayores.

La evaluación oportuna y precisa de los patrones de cambios en el paisaje permite conocer el impacto de las actividades económicas y de desarrollo sobre el territorio y sus recursos, además de ser el indicador ambiental más claro para identificar problemas relativos a la sustentabilidad en el uso de los bienes y servicios ecosistémicos (Lambin *et al*., 2003).

Índice de Sustentabilidad Local (ISL)

Integrado por los tres índices de dimensión anteriores, el ISL muestra como las localidades El Pilar, Huevachi y Tutuaca presentaron los valores más bajos (0.39, 0.35 y 0.24). Esto puede deberse a que estas localidades se encuentran alejadas de los centros de población grandes, por lo cual carecen de fuentes de ingresos fijas y bien remunerados lo cual se ve reflejado en las condiciones precarias de vivienda, el poco acceso a servicios básicos y a una alimentación adecuada.

En contraste, Huajumar, Gasachi y Las Estrellas alcanzaron los valores más altos (0.67, 0.65 y 0.53 Estos valores evidenciaron que las actividades mineras tienen importancia económica, ambiental y social en escalas locales. Estas localidades presentaron ingresos superiores, lo que resultaba en mejores condiciones de vida; resultados similares se han encontrado en estudios similares en Bolivia: McMahon y Remy (2001) concluyeron que los salarios ganados en empresas mineras son gastados en bienes y servicios producidos por la población local, lo cual genera una importante derrama económica en la región.

Estudios realizados en otras regiones han enfatizado el valor de los indicadores a nivel local que pueden ser extrapolados a un nivel regional e incluso global (Escanciano, 2012).

Evaluación de los Índices de Sustentabilidad

Una mayor sostenibilidad en el manejo y aprovechamiento de los recursos forestales es esencial para el logro del manejo forestal sustentable. Es así como la evaluación de la sustentabilidad es importante para este proceso. Las evaluaciones se han apoyado en herramientas que se aplican desde niveles nacionales y regionales hasta un nivel de predio (Binder *et al.,* 2010). Sin embargo, la falta de investigación sobre cómo elegir entre las herramientas para evaluar la sustentabilidad constituye una importante laguna en la literatura (Marchand *et al*., 2014). Diversos autores sustentan una selección "*ad hoc*" o pragmática de acuerdo a la disponibilidad de datos, tiempo y limitaciones de presupuesto (Gasparatos y Scolobig, 2012). En este estudio, las relaciones entre los datos originales de las variables económicas, ambientales y con los índices

de sustentabilidad se apoyaron en análisis de componentes principales y técnicas clúster. La presentación y síntesis de los resultados también se realizaron mediante diagrama de radar o amiba.

El Cuadro 10 muestra como casi el 70 % de la varianza total, contenida en las 12 variables originales, se explicó con los primeros 4 componentes principales. El consumo de carne res, consumo de carne de pollo e ingreso por actividades mineras presentan los valores más altos de contribución al componente principal 1 (Cuadro 11). En contraste, el componente principal 2 se muestra más influenciado por el número de parches, ingreso por actividades forestales y el NDVI. De esta manera podemos asociar el componente principal 1 como un indicador de desarrollo económico, y el componente principal 2 como un indicador de desarrollo ecológico o ambiental; explicando ambos componentes, por si solos, el 46 % de la variabilidad total.

Por lo anterior, el análisis de ACP por localidades (Cuadro 12) muestra el contraste entre las localidades Gasachi y Tutuaca (Gráfica 4); esta última localidad presentó los valores más bajos en el componente 1 (-5.07), lo que es coincidente con el valor más bajo presentado en el índice de sustentabilidad local (0.24). En cambio, aunque Huajumar presentó valores el tercer lugar en el valor de componente 1 (2.39), pero el valor más alto en el componente 2, lo que indica un balance entre los tres índices de sustentabilidad evaluados en este estudio dado que presentó el valor más alto en el ISL (0.67). Las comunidades Huajumar y Ocampo presentan tendencias similares con altos valores de ISE en comparación con Tutuaca y Huevachi que presentaron los valores más bajos. En estas localidades, el bajo ingreso les impide a sus habitantes lograr satisfacerlas

Cuadro 10. Proporción de la varianza total explicada por cada componente principal

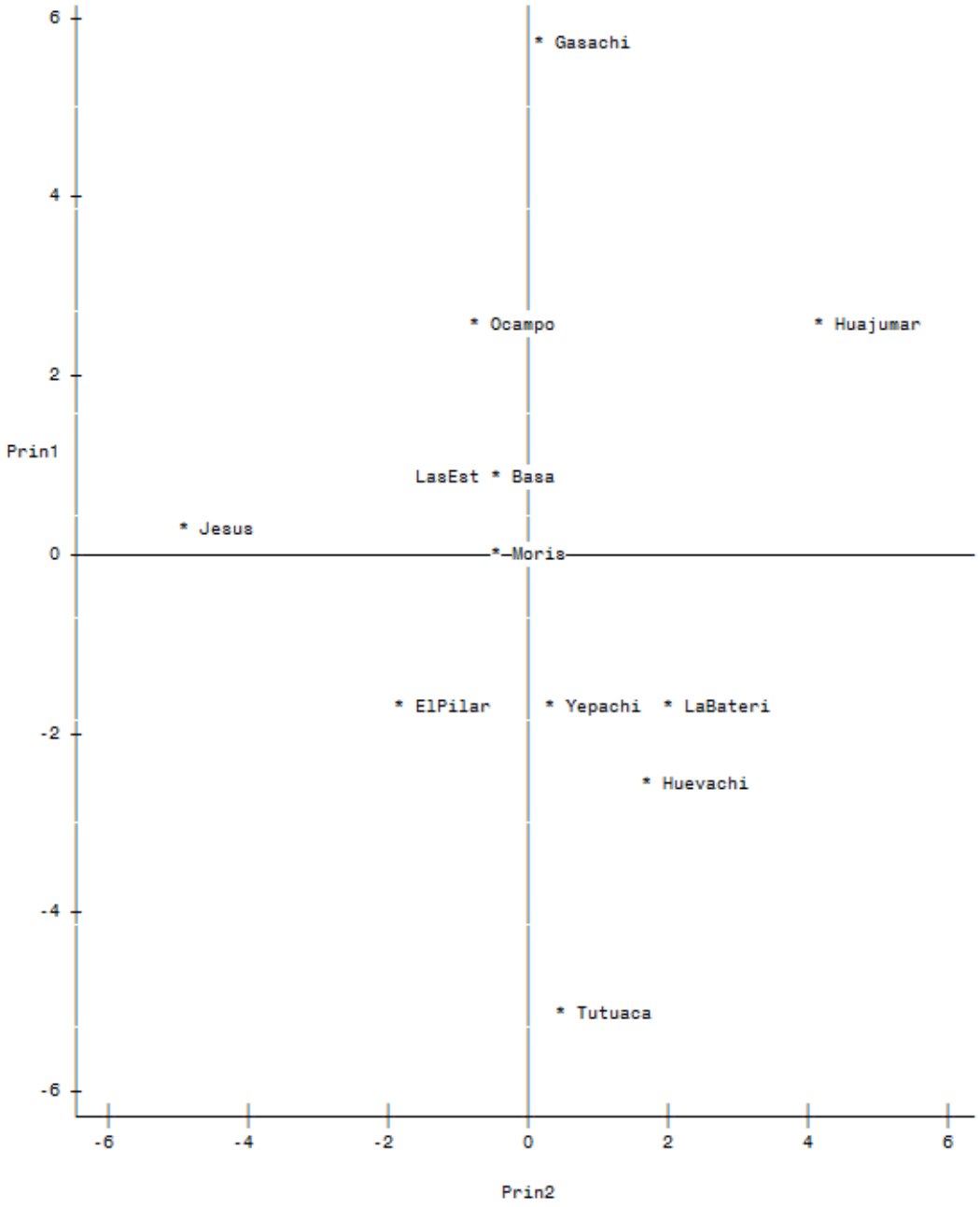
Componente	Eigenvalor	Diferencia	Proporción	Acumulado
1	8.10	3.27	0.29	0.29
2	4.83	1.36	0.17	0.46
3	3.47	0.44	0.13	0.59
4	3.03	0.52	0.11	0.69
5	2.52	0.58	0.09	0.78
6	1.93	0.71	0.07	0.85
7	1.22	0.09	0.04	0.90
8	1.13	0.19	0.04	0.94
9	0.94	0.46	0.03	0.97
10	0.48	0.15	0.02	0.99
11	0.33	0.33	0.01	1

Cuadro 11. Contribución de los indicadores a los componentes principales (CP) 1 y 2

Indicador	CP1	CP2
Ingreso Anual por actividad minera	0.29	0.09
Ingreso Anual por actividad forestal	0.08	0.29
Ingreso anual por programas	0.11	0.15
Ingreso por actividades agrícolas	0.01	0.27
Ingreso por otros salarios	0.07	-0.06
Otras fuentes de ingreso	0.21	-0.14
Gastos por vestido	0.19	-0.22
Gastos por alimento	0.27	-0.25
Gastos por servicios	0.04	0.12
Gastos por recreación	0.25	0.11
Gastos por vivienda	0.27	0.11
Gastos en actividades productivas	0.24	0.03
Disponibilidad de agua	0.03	0.29
Nivel de hacinamiento	-0.18	0.20
Hogares con electricidad	0.20	0.25
Hogares con piso de tierra	-0.10	-0.10
Hogares con drenaje	0.19	-0.22
Hogares con recolección de basura	0.23	0.07
Consumo de huevo	0.15	0.22
Consumo de pollo	0.32	-0.15
Consumo de res	0.32	-0.08
Consumo de leche	0.23	-0.06
Número de parches	0.04	-0.38
Tasa de erosión	0.10	-0.14
Índice de Shannon	0.09	-0.11
Índice de Simpson	0.19	0.13
Cambio de uso de suelo	0.14	0.21
NDVI	0.12	0.27

Cuadro 12. Localidades ordenadas de acuerdo al Componente principal 1

Localidad	**Componente 1**	**Componente 2**
Tutuaca	-5.06	0.45
Huevachi	-2.60	1.64
La Batería de Rodríguez	-1.86	2.00
Yepachi	-1.77	0.29
El Pilar	-1.74	-1.89
Moris	0.02	-0.43
Jesús del Monte	0.26	-4.96
Las Estrellas	0.86	-0.48
Basaseachi	1.18	-0.05
Huajumar	2.39	3.97
Ocampo	2.60	-0.94
Gasachi	5.71	0.39



Gráfica 4. Distribución de localidades por componente principal (Prin) 1 y 2.

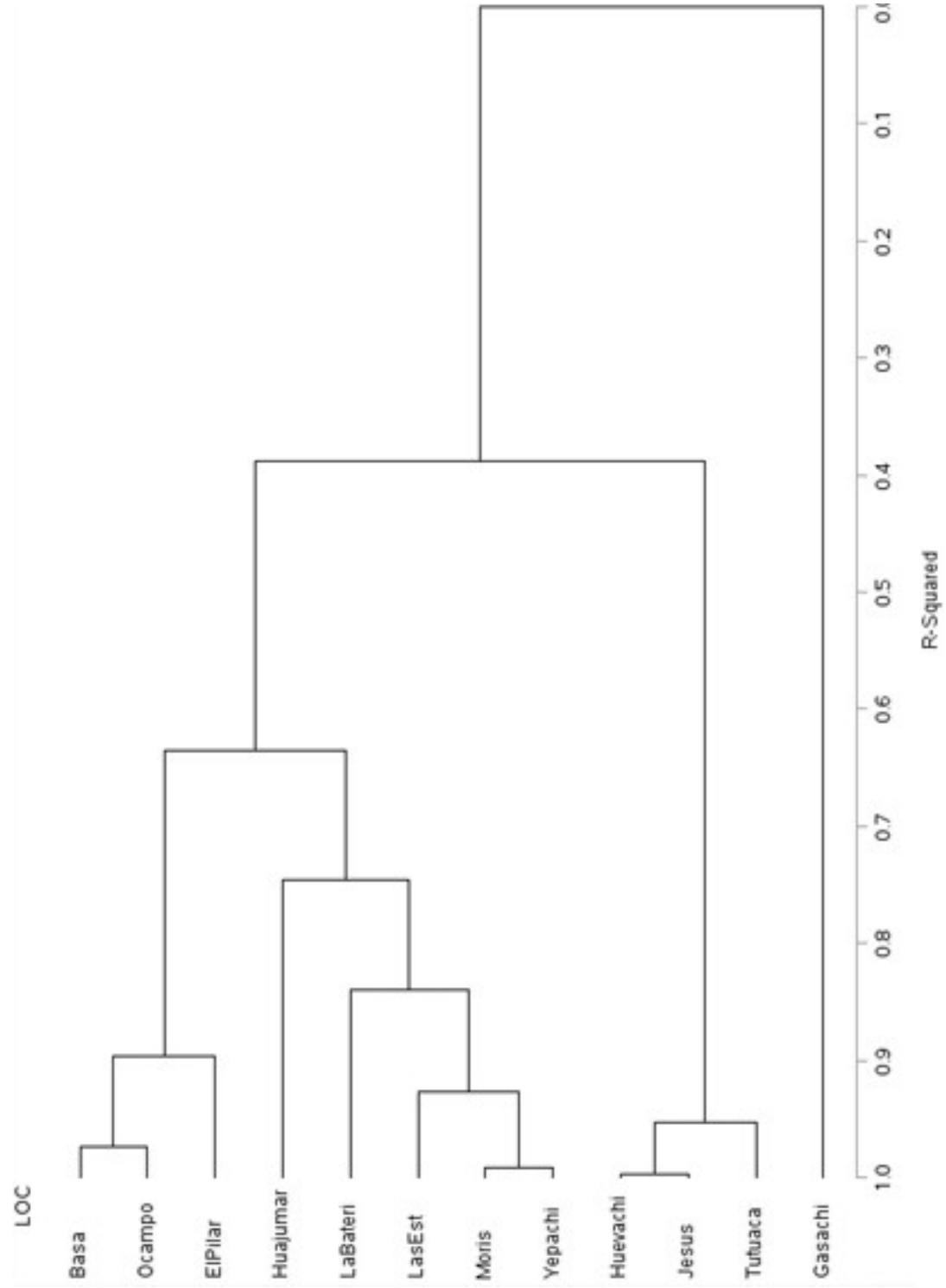
necesidades básicas en el hogar como lo son alimentación, servicios básicos, salud, vestido y recreación. Además, estas localidades se destacan por estar alejadas de los centros de población grandes.

Estudios realizados por Tons *et al*. (2012) explicaron cómo las localidades lejanas a los centros de producción, limita su acceso a dichas necesidades. El ISS presenta el mismo comportamiento en los indicadores estudiados debido a que el bienestar social está asociado a los valores de acceso económicos.

Un rasgo importante en el ISA en comparación al ISE y al ISS es su contribución al mantenimiento de la integridad ecológica de los bosques. Como ejemplo, Ocampo y Basaseachi presentaron un mayor ISE pero los procesos de disturbios y la cambiante estructura del paisaje manifiestan un bajo valor de ISA. Al contrario, las localidades Yepachi y Tutuaca presentaron un alto valor de ISA e inversamente un bajo valor de ISE. La mayor integridad del bosque de estas localidades puede deberse al valor cultural de los habitantes y la lejanía a los centros de producción. El análisis del ISL confirma las tendencias de las localidades de Huajumar y Gasachi de acuerdo a los resultados obtenidos en el ACP.

Para conocer la magnitud de agrupamiento de las localidades, la técnica de clúster agrupó las localidades por índice de sustentabilidad cercano (Gráfica 5). Las localidades Basaseachi y Ocampo, se agruparon al presentar valores de ISE similares. Esto se explica por las semejanzas en su dimensionalidad económica.

Un rasgo característico se observó en las localidades Huevachi, y Tutuaca, las cuales, al presentar un bajo ISE y un valor alto en el ISA, tendieron a formar



Gráfica 5. Agrupación jerárquica de las localidades estudiadas.

un grupo homogéneo. Las localidades de Huajumar y Gasachi tendieron a formar grupos independientes en general altos valores en los índices de sustentabilidad evaluados.

De las localidades con mayores similitudes fueron Huevachi y Jesús del Monte, las cuales presentaron como característica en común que no tuvieron ingresos relacionados con la actividad minera.

En general el dendrograma derivado de la técnica clúster valida la tendencia de los indicadores evaluados a través de la técnica de ACP.

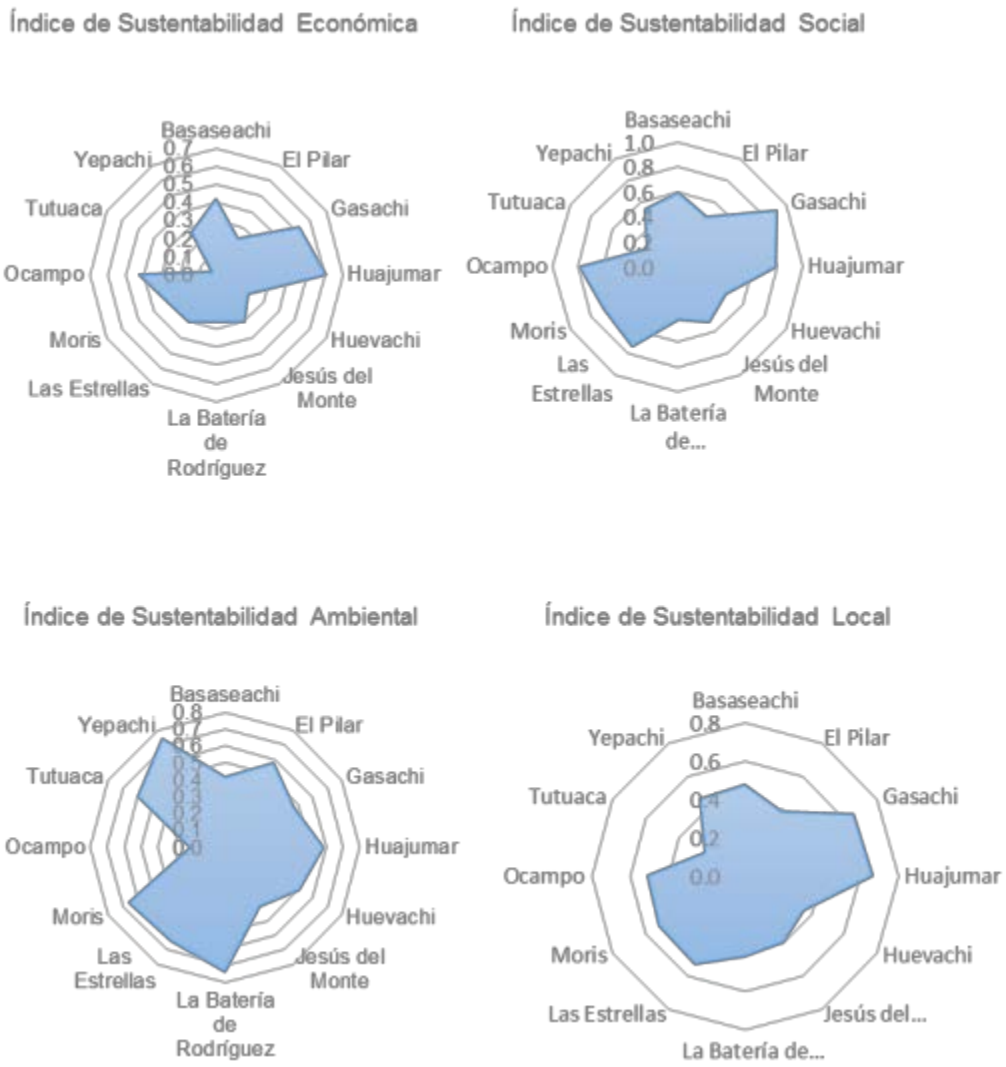
Sólo una localidad (Ocampo) presentó un proceso de degradación del bosque debido a la actividad minera; las demás localidades aun y cuando es la principal fuente de ingresos no tuvo impacto sobre el ecosistema. Lo cual puede deberse a que en Ocampo la actividad minera comenzó en el año 2004 y en las demás localidades, donde hay ese mismo tipo de infraestructura alrededor del año 2008. En toda sociedad parece haber un período en que el crecimiento económico convencionalmente entendido y medido, conlleva a un mejoramiento de la calidad de vida hasta un punto determinado, el punto umbral, cruzado el cual, si hay más crecimiento económico, se empieza a deteriorar la calidad de vida (Múnera, 2000).

Implicaciones

La industria minera representa una paradoja en su contribución a los pueblos y comunidades localizados en los ecosistemas forestales. Por un lado, contribuye al desarrollo económico en estas regiones, pero por otro lado, generan problemas ambientales que se experimentan en esas localidades (Kumah, 2006).

En el caso particular del distrito minero de Ocampo, Chihuahua, las actividades mineras han creado oportunidades de mercados y servicios en las comunidades locales. Con ello, se ha presentado un incremento en la oferta de servicios y productos que benefician a los habitantes de estas localidades cercanas a los centros de producción minera. Algunos beneficios incluyen el mejoramiento de caminos y servicios de agua. Sin embargo, la lejanía de algunas localidades de los grandes centros de población limita la posibilidad de que sus habitantes tengan el mismo acceso a los servicios y productos diversos. Estudios similares realizados en otras regiones como el distrito Geita en Tanzania, documentan cómo las actividades mineras han propiciado diferentes grados de marginación a las comunidades que se sitúan alrededor de los centros mineros (Hilson, 2002). Concretamente, las comunidades no mineras parecen estar más descuidadas que las comunidades mineras en cuanto a bienestar económico (Kitula, 2006).

En este estudio, aparentemente las comunidades con mayores índices de sustentabilidad son aquellas que presentan mayores ingresos por actividades mineras mientras que las localidades con menores índices son aquellas que no cuentan con un ingreso fijo y subsisten de la agricultura, como es el caso de la localidad Tutuaca. En la Gráfica 6 se observa la distribución de las localidades en cada uno de los índices. Se aprecia cómo las localidades identificadas con los mayores ingresos presentaron los valores más cercanos a la unidad en los índices económico y social. Mientras que el índice del componente ambiental obtuvo un comportamiento diferente, comunidades como Ocampo y Basaeachi que presentaron altos valores de ISE e ISS mostraron bajos valores en el ISA, debido a que presentaron cambios de uso de suelo forestal.



Gráfica 6. Índice de sustentabilidad económica, social, ambiental y local.

El Análisis de Correlación mostró que existe una fuerte relación lineal directa entre el índice de sustentabilidad económica y el social, con un coeficiente de correlación de Pearson de $r_{xy=}0.86$ (p=0.0007 mientras que con el índice ambiental una relación inversa débil y no significativa $r_{xy}=-0.37$ (p=0.2500). En la mayoría de las localidades, el índice que mayor peso tuvo fue el económico, pues de este dependía en gran medida el social.

Dado que este estudio solo se enfocó a explorar los indicadores más importantes desde el punto de vista de dimensión económica, social y ambiental. En este contexto, es importante obtener la percepción de los residentes locales en relación a su opinión por los impactos económicos, sociales y ambientales de la actividad minera.

Estudios de Banks (2002) mencionan la preocupación de los residentes locales por los impactos ambientales, pero que los impactos sociales y económicos de la minería son de igual sino de mayor preocupación. Kitula (2006) menciona que las prácticas mineras han causado serios impactos sociales y ambientales en las áreas mineras; la degradación del suelo, daño a la calidad del agua, contaminación y pérdida de biodiversidad son algunos de los problemas principales.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El ingreso económico que genera la actividad minera tuvo un impacto positivo sobre las condiciones económicas y sociales de las poblaciones locales donde esta se desarrolla. Sin embargo, no existió evidencia para afirmar un impacto sobre el componente ambiental.

La condición de estar dentro de una zona con categoría de área natural protegida sólo tuvo impacto sobre el índice de sustentabilidad social. Los índices de sustentabilidad social, económico y ambiental evaluados en este estudio, explicaron las relaciones de los beneficios socioeconómicos y estado de salud de los recursos naturales de las localidades que se benefician de las actividades de la minería y extracción forestal.

Las localidades de Huajumar, Gasachi y Ocampo presentaron el mayor ISE y ISS. Esto se explica por la influencia de los indicadores ingreso anual por actividades económicas, gastos por alimentación y gastos por vivienda. A su vez estos mejoran el ISS. Esta relación indica que el ingreso de la actividad minera está positivamente asociado con el bienestar de vivienda, acceso a la comunicación y mejora en la educación.

En contraste, Yepachi, Tutuaca y Moris presentaron un mejor comportamiento en el ISA. En estas, los valores de cambios de cobertura de uso de suelo y tasa de erosión fueron más bajos en relación a las otras localidades. Esto probablemente debido a la distancia de las localidades a los centros de explotación minera.

Un aspecto relevante es que Huajumar y Gasachi además de presentar el mejor ISL tienen un balance con un comportamiento aceptable en los ISE, ISS e ISA.

Tanto el análisis de componentes principales, como el análisis de clúster validan los resultados obtenidos mediante la aplicación de las ecuaciones para generar los índices de sustentabilidad. El diagrama de radar ratifica la presentación y síntesis de las relaciones de los índices validados a través del ACP y análisis clúster.

Conforme a los resultados obtenidos, se destaca la necesidad de realizar estudios que obtengan información relacionada con la percepción de los residentes locales en relación a su opinión por los impactos económicos, sociales y ambientales derivados de la actividad minera.

LITERATURA CITADA

Andrews-Speed P, G. Ma, B. J. Shao y C. L. Liao. 2005. Economic responses to the closure of small scale coal mines in Chongging, China. Resources Policy. 30:39–54.

Banks, G., 2002. Mining and the environment in Melanesia: contemporary debates reviewed. Contem Paci. 14: 39-67.

Binder, C. R., G. Feola y J. K. Steinberger. 2010. Considering the normative, systemic and procedural dimensions in indicator-based sustainability assessments in agriculture. Environ Impact Assess Rev. 30: 71-81.

Castro, B. J. M. 2000. Principales tendencias en la medición de la sostenibilidad urbana mediante indicadores. Instituto de Estadística de Andalucía. Estadística y medio Ambiente. Sevilla, España.

Chacón, K. O., M. Rentería y C. Pinedo. 2015. Assessment of trace elements in surface water from gold mining area located to West in Chihuahua, Mexico. Proceedings 4th IWA Mexico YWP Conference. Guanajuato, México.

CONAPO. 2010. Consejo Nacional de Población. Índice de marginación por localidad 2010. En http://www.conapo.gob.mx/en/CONAPO/Indice_de_Marginacion_por_Localidad_2010. Consultado 25 Julio 2015.

Dogaru, D., J. Zobrist, D. Balteanu, C. Popescu, M. Sima, M. Amini y H. Yang. 2009. Community perception of water quality in a mining-affected area: A case study for the Certej catchment in the Apuseni mountains in Romania. Environ Manage. 43: 1131-1145.

Eastman, J. R. 2003. IDRISI Kilimanjaro: Guide to GIS and image processing. En http://academic.uprm.edu/~jchinea/cursos/gis/lectesc/Kilimanjaro%20Manual.pdf. Consultado 5 Septiembre 2014.

El-Zein A., R. Nasrallah, I. Nuwayhid, L. Kai y J. Makhoul. 2006. Why do neighbors have different environmental priorities? Analysis of environmental risk perception in a Beirut neighborhood. Risk Analysis 26:42.

Escanciano, C. y F. J. Iglesias. 2012. Quality management and integrated total quality in spanish mining: Results of an empirical study. Quality management and integrated total quality in spanish mining: Results of an empirical study. Dyna. 79:167-174.

Gasparatos, A. y A. Scolobig. 2012. Choosing the most appropriate sustainability assessment tool. Ecol Econ. 80:1-7.

Garvin, T., T. K. McGee, K. E. Smoyer-Tomic y E. A. Aubynn. 2009. Community–company relations in gold mining in Ghana. J. Environ. Manage. 90:571-586.

Hens, L y J. D. Wit. 2003. The development of indicators and core indicators for sustainable development: a state of the art review. International Journal Sustainable Development. 6:436–59.

Hilson, G. 2002. The environmental impact of small-scale gold mining in Ghana: identifying problems and possible solutions. Geogr J.168:57-72.

Hun-Bok, J., Y. Seong-Tack, M. Bernhard, K. Soon-Oh, P. Seong-Sook y L. Pyeong-Koo. 2005. Transport and sediment-water partitioning of trace metals in acid mine drainage: an example from the abandoned Kwangyang Au–Ag mine area, South Korea. Environ Geol. 48:437–449.

Jensen, J. R. 2000. Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective. 2a ed. Editorial Prentice Hall. E. U. A.

Kitula, A. G. N. 2006. The environmental and socio-economic impacts of mining on local livelihoods in Tanzania: A case study of Geita District. J Clean Prod. 14:405-414.

Kumah, A. 2006. Sustainability and gold mining in the developing world. J Clean Prod. 14:315-323.

Lambin, E. F., H. J. Geist y E. Lepers. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. Annu Rev Environ Resour. 28: 205-241.

Lawson, E. T. y G. Bentil. 2014. Shifting sands: changes in communi ty perceptions of mining in Ghana. Environment, Development and Sustainability.16:217-238.

Marchand, F., L. Debruyne, L. Triste, C. Gerrard, S. Padel y L. Lauwers. 2014. Key characteristics for tool choice in indicator-based sustainability assessment at farm level. Ecol Soc. 19:46.

McGarigal K. y S. A. Cushman. 2005. The gradient concept of landscape structure. En: Wiens, J. y M. Moss (comp.) Issues and perspectives in landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge.

McGarigal, K. 2015. Fragstats Help. Massachusetts, US. University of Massachusetts. En: http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf. Consultado 29 Mayo 2015.

McMahon, G. y F. Remy. 2001. Large mines and the community: socioeconomic and environmental effects. Editorial International Development Research Centre. Canada

Mudd, G. M. 2010. The environmental sustainability of mining in Australia: Key mega-trends and looming constraints. Resources Policy. 35:98-115.

Múnera L. M. C. 2000. Resignificar el desarrollo. En http://www.bdigital.unal.edu.co/10438/1/32515305.2007.pdf. Consultado 28 Agosto 2015.

Rodríguez-Orozco, A. 2008. La vivienda en el vivir rural: estado, procesos sociales y déficit habitacional. Disertación Doctoral. Colegio de Posgraduados. Montecilllo, Texcoco, Estado de México.

Sánchez-España, J., E. López-Pamo, E. Santofimia, O. Aduvire, J. Reyes y D. Barettino. 2005. Acid mine drainage in the iberian pyrite belt (odiel river watershed, Huelva, SW Spain): Geochemistry, mineralogy and environmental implications. Appl Geochem. 20:1320-1356.

SAS Institute, Inc (2002) SAS/STAT user's guide: Statics version 9 Cary, North Carolina. U.S.A.

Tonts, M., P. Plummer y M. Lawrie. 2012. Socio-economic wellbeing in Australian mining towns: A comparative analysis. J Rural Stud. 28:288-301.